

О.І. Герасимов

**Теоретичні основи технологій
захисту навколишнього середовища**

Навчальний посібник

Одеса
ТЕС
2018

**Міністерство освіти і науки України
Одеський державний екологічний університет**

О.І. Герасимов

**Теоретичні основи технологій
захисту навколишнього середовища**

Навчальний посібник

Затверджено Вченою радою Одеського державного екологічного університету Міністерства освіти і науки України як навчальний посібник для здобувачів вищої освіти за спеціальностями «Екологія», «Науки про Землю», «Комп'ютерні науки», «Технології захисту навколишнього середовища» протокол № 7 від 29. 06. 2017р.)

Одеса
ТЕС
2018

ББК 22.2

Г37

УДК 531

Рецензенти:

Софронков О.Н., д.т.н., проф., зав. каф. хімії навколишнього середовища
Одеського державного екологічного університету.

С. Реут, докт. філос., директор лабораторії екологічного контролю, Лондон,
Канада (S. Reut, Ph. Dr., Head of the Laboratory of LCS Incorp., London, Canada).

Г37 Герасимов Олег Іванович

Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища: навчальний
посіб. / Одеськ. держ. екол. ун-т. Одеса: ТЕС, 2018. 228 с.

Навчальний посібник «Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища» має за мету формування у студентів екологічних напрямків підготовки базових знань про фундаментальні закони і принципи базових наук, зокрема-фізики, без опанування яких, неможливе професійне засвоєння, впровадження і застосування сучасних технологій захисту довкілля у практиці. Акцент посібника зроблено на висвітленні теоретичних фізичних методів захисту й очищення від шкідливих домішок середовища, яке перебуває у газовій, рідкій, твердій та змішаних фазах. Запропонована авторська класифікація джерел забруднень, шкідливих впливів, систем і методів захисту елементів довкілля. Значна увага приділена методам захисту довкілля від фізичних, хімічних і біологічних впливів на навколишнє середовище та його елементи різного походження й висвітленню механізмів їхньої дії.

Посібник може бути корисним бакалаврам, магістрам та аспірантам зі спеціальності «Технології захисту навколишнього середовища», а також студентам та аспірантам суміжних міждисциплінарних напрямів підготовки.

ISBN 978-617-7337-80-4

© Одеський державний
екологічний університет, 2018

ЗМІСТ

	Стор.
Вступ	7
Розділ 1 Фізичні основи і методи опису природних екосистем, термодинамічні властивості й методи діагностики їх забруднення	8
1 Характеристики джерел забруднення довкілля і основні методи його захисту	8
1.1 Показники якості довкілля	9
1.2 Джерела забруднення атмосфери	11
1.3 Характеристики пилогазових джерел забруднення повітря	12
1.4 Основні властивості аерозолів	16
1.5 Шкідливі гази і пари	22
1.6 Класифікація води і властивості водних дисперсних систем	23
1.7 Класифікація промислових відходів	25
1.8 Енергетичне забруднення довкілля	26
1.9 Методи захисту довкілля від промислових джерел забруднення	28
1.10 Методи очищення пило повітряних викидів	31
1.11 Способи очищення газових викидів	32
1.12 Класифікація способів очищення стічних вод	35
1.13 Методи захисту літосфери	36
1.14 Методи захисту довкілля від енергетичних дій	36
1.15 Загальні принципи інтенсифікації технологічних процесів захисту довкілля. Фізичні основи і методи опису природних екосистем, термодинамічні властивості й методи діагностики їх забруднювальних речовин	37
Розділ 2 Захист атмосфери	39
2.1 Очищення повітря від аерозольних домішок	39
2.1.1 Гравітаційне осідання частинок	40
2.1.2 Відцентрове осідання частинок	41
2.1.3 Інерційне осідання частинок	42
2.1.4 Фільтрування аерозолів	43
2.1.5 Вологе газоочищення	46
2.1.6 Осідання частинок в електричному полі	47
2.1.7 Термофорез частинок аерозолів	50
2.2 Очищення газових забруднюючих речовин	50
2.2.1 Абсорбція газових домішок	51
2.2.2 Розчини газів в рідинах	53
2.2.3 Рівновага в процесах абсорбції	55
2.2.4 Матеріальний баланс абсорбції	56

2.2.5	Масоперенос в процесі абсорбції	57
2.2.6	Кінетичні закономірності абсорбції	59
2.2.7	Схеми процесів абсорбції	60
2.2.8	Адсорбція газових домішок	61
2.2.9	Теорія адсорбції. Адсорбенти	62
2.2.10	Механізм процесу адсорбції	65
2.2.11	Рівновага при адсорбції	66
2.2.12	Матеріальний баланс процесу адсорбції	67
2.2.13	Кінетика адсорбції	68
2.2.14	Десорбція поглинених домішок	70
2.2.15	Термохімічне знешкодження газоподібних викидів	70
2.2.16	Каталітичні методи	72
2.2.17	Теорія процесу каталізу	73
2.2.18	Кінетика реакцій гетерогенного каталізу	74
2.2.19	Високотемпературне знешкодження газових викидів	75
2.2.20	Конденсація газоподібних домішок	76
2.3	Розсіювання викидів в атмосфері	78
2.3.1	Дифузійні процеси в атмосфері	79
2.3.2	Поширення забруднюючих речовин в атмосфері	80
2.3.3	Зміна концентрації домішок в атмосфері	81
Розділ 3	Ідентифікація та використання до умов галузі сучасних технологій очищення водних об'єктів та ґрунтів. Захист гідросфери	82
3.1	Гідромеханічні способи очищення стічних вод	82
3.2	Відстоювання стічних вод	83
3.3	Відцентрове осідання домішок із стічних вод	84
3.4	Фільтрування стічних вод	86
3.5	Фізико-хімічні методи очищення стічних вод	87
3.6	Коагуляція і флокуляція забруднювальних речовин стічних вод	88
3.7	Очищення флотації стічних вод	90
3.8	Очищення стічних вод адсорбцією	93
3.9	Іонний обмін в розчинах стічних вод	94
3.10	Очищення стічних вод екстракцією забруднювальних речовин	96
3.11	Зворотний осмос і ультрафільтрація в розчинах стічних вод	98
3.12	Десорбція, дезодорація і дегазація розчинених домішок	100
3.13	Електрохімічні методи очищення стічних вод	102
3.14	Хімічні методи очищення стічних вод	103
3.14.1	Нейтралізація стічних вод	103
3.14.2	Окислення забруднювальних речовин стічних вод	104
3.14.3	Очищення стічних вод відновленням	105

3.14.4	Очищення стічних вод від іонів важких металів	105
3.15	Процеси біохімічного очищення стічних вод	106
3.15.1	Основні показники біохімічного очищення стічних вод . .	107
3.15.2	Метод аеробного біохімічного очищення	107
3.15.3	Механізм біохімічного розпаду органічних речовин	108
3.15.4	Кінетика біохімічного окислення	108
3.15.5	Анаеробні методи біохімічного очищення	109
3.15.6	Обробка осадів стічних вод	110
3.16	Термічні методи очищення стічних вод	110
3.16.1	Концентрація стічних вод	111
3.16.2	Кристалізація речовин з розчинів	111
3.16.3	Термоокислювальні методи знешкодження стічних вод . .	112
Розділ 4	Захист літосфери	114
4.1	Гідромеханічні методи обробки рідких відходів	114
4.1.1	Гідромеханічне обезводнення осадів стічних вод	114
4.1.2	Фільтрування осадів стічних вод	116
4.1.3	Відцентрове фільтрування осадів стічних вод	117
4.2	Механічна переробка твердих відходів	118
4.3	Фізико-хімічні основи обробки й утилізації відходів	120
4.3	Реагентна обробка осадів стічної води	120
4.3.2	Фізико-хімічні методи витягання компонентів з відходів .	121
4.3.3	Збагачення при рекуперації твердих відходів	122
4.4	Термічні методи обробки відходів	123
4.4.1	Термічні методи знешкодження мінералізованих стоків . .	123
4.4.2	Термічні методи кондиціонування осадів стічних вод	124
4.4.3	Сушка вологих матеріалів	125
4.4.4	Термохімічна обробка твердих відходів	126
Розділ 5	Захист довкілля від енергетичних дій	128
5.1	Теоретичні основи захисту довкілля від енергетичних дій.	128
5.2	Захист довкілля від механічних і акустичних коливань . . .	129
5.3	Захист від теплових випромінювань	134
5.4	Захист від електромагнітних полів і випромінювань	137
5.5	Захист інформаційних та інформаційно - комунікаційних систем(ІКС) та інфо - комунікаційних мереж як елемента довкілля від впливу зовнішніх сил, у тому числі ЕМ-випромінювань	147
5.6	Радіація. Природні та штучні джерела радіоактивного забруднення. Захист від радіації	150
5.6.1	Теоретичні основи фізики іонізуючого випромінювання .	150
5.7	Фізичні принципи взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною	153
5.8	Фізичні основи радіометрії та дозиметрії	162
5.9	Елементи радіоекології та радіаційної безпеки	176

5.9.1	Радіаційне забруднення, його джерела й об'єкти, заходи захисту	195
5.9.2	Ядерний цикл. Ядерний реактор. Безпечність АЕС. Аварія на ЧАЕС	196
5.9.3	Міграція радіонуклідів у атмосфері	199
5.9.4	Міграція радіонуклідів у водоймах	202
5.9.5	Розподіл радіонуклідів у морській екосистемі	203
5.9.6	Міграція радіонуклідів у ґрунті	205
5.9.7	Міграція радіонуклідів в лісі	206
Розділ 6	Радіаційне забруднення харчових продуктів і методи контролю	208
6.1	Види харчових забруднюючих речовин	208
6.2	Терміни і визначення. Область застосування	210
6.3	Вміст радіонуклідів у харчових продуктах	211
6.4	Порядок відбору проб харчових продуктів	212
6.5	Підготування проб для вимірювання	215
6.6	Вимірювання активності радіонуклідів у харчових продуктах	216
6.7	Визначення відповідності харчових продуктів вимогам радіаційної безпеки	217
6.8	Профілактичні заходи	218
	Предметний покажчик	221
	Література	226

ВСТУП

Запропонований посібник має за мету поступове і послідовне формування уявлень про спеціальність «Технології захисту навколишнього середовища», яка набуває в останні роки свого неухильного розвитку. Необхідність включення до наук про захист навколишнього середовища технологічної окремої складової витікає із вимог часу, які формуються завдяки розвитку новітніх технологій. Раціональне та ефективне маніпулювання останніми вимагає глибоких знань з фундаментальних теоретичних природничих та інженерно-фізичних дисциплін, які мають закладатися послідовно в рамках адаптованої програми. До того ж після набуття багаторічного досвіду на шляху розв'язків екологічних задач стало зрозумілим, що їхня складність та мультипараметричність вимагають для свого вирішення системного залучення досвіду точних наук, перш за все фізики, хімії, а також біології. Безумовно, що ця програма має виконуватися на гідному рівні математичної культури із використанням ефективних методів теоретичного та чисельного моделювання, що також вимагає не поверхневих, а навпаки, поглиблених знань з вищевказаних наук.

Все вище перелічене формує такі високі вимоги до інтегруючої дисципліни «Технології захисту навколишнього середовища», що зміст нашого посібника можна вважати лише першим кроком на шляху формування системних уявлень про дисципліну, який спирається на попередній досвід, а в окремих частинах – на окрему думку автора.

В багатьох випадках мова йде більше про постанову задач і висвітлення феноменологічної складової, чим про роз'язки. Однак коректна постановка задачі важить чи не більше, ніж її можливі (до того ж, як правило наближені) роз'язки. Посібник, таким чином, містить елементи системного підходу до формування знань з дисципліни та висвітлення її головних положень (які безумовно носять відбиток точки зору автора-фізика за фахом). Матеріал посібника скомпоновано таким чином, що для його засвоєння потрібні лише понятійні уявлення з курсів точних дисциплін і загальної екології. Практично, таким чином, засвоєння матеріалів не потребує попередньої спеціальної підготовки. Матеріал посібника пропонується студентам, магістрам, аспірантам, викладачам, які працюють в галузі наук про збереження, захист та охорону навколишнього середовища, убезпечення населення від шкідливого впливу небезпечних природних і штучних факторів (радіаційного опромінення, радіонуклідних полюцій, екологічно шкідливих домішок з боку хімічної та інших галузей виробництва та ін.). Список літературних джерел, дозволяє поглибити здобуті знання з окремих розділів дисципліни.

РОЗДІЛ 1. ФІЗИЧНІ ОСНОВИ І МЕТОДИ ОПИСУ ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ, ТЕРМОДИНАМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ Й МЕТОДИ ДІАГНОСТИКИ ЇХ ЗАБРУДНЕННЯ

1. Характеристики джерел забруднення довкілля і основні методи його захисту

Забруднюванням навколишнього середовища можна назвати зміну якості середовища, яка здатна спричиняти негативні наслідки. Вважається, що однаково шкідливі речовини надають однакові негативні наслідки незалежно від їх походження. Класифікація видів джерел забруднювання навколишнього середовища [1,2]:

1. Механічне – забруднювання середовища агентами, які чинять лише механічну дію без хіміко-фізичних наслідків (наприклад, сміттям).
2. Хімічне – зміна хімічних властивостей середовища, які негативно впливають на екосистеми і технологічні прилади.
3. Фізичне – зміна фізичних параметрів середовища: температурно-енергетичних, хвильових, радіаційних та ін.
4. Теплове – підвищення температури середовища, головним чином у зв'язку з промисловими забрудненнями нагрітого повітря, газів і води які знищуються, може виникати як вторинний результат зміни хімічного складу середовища.
5. Світлове – порушення природної освітленості місцевості в результаті дії штучних джерел світла; може призводити до аномалій в житті тварин і рослин.
6. Шумове – збільшення інтенсивності шуму понад природний рівень; у людини призводить до підвищення втомленості, зниження розумової активності, а при досягненні 90-100 дБ – до послідовної втрати слуху.
7. Електромагнітне – зміна електромагнітних властивостей середовища (від ліній електропередач, радіо та телебачення, роботи деяких промислових установок) призводить до глобальних і місцевих географічних аномалій та змін в тонких біологічних структурах.
8. Радіаційне – перевищення природного рівня вмісту в середовищі радіоактивних речовин.
9. Біологічне – проникнення в екосистему та технологічні прилади видів тварин і рослин, які чужі даним суспільствам та пристроям.
10. Біотичне – розповсюдження визначених, як правило, небажаних з точки зору людей, біогенних речовин на території, де вони раніше не спостерігалися.
11. Мікробіологічне – поява надзвичайно великої кількості мікроорганізмів, пов'язана з їх масовим розмноженням на антропогенних субстратах або в середовищах, які змінилися під час діяльності людини; набуття раніше безпечною формою

мікроорганізмів патогенних властивостей або можливості пригнічувати інші організми в співтовариствах.

Усі перераховані види джерел забруднюючих речовин взаємопов'язані, і кожен з них може стати поштовхом для виникнення інших видів забруднюючих речовин. Зокрема, хімічне забруднювання атмосфери може сприяти підвищенню вірусної активності, а отже, і біологічному забрудненню[1-5].

1.1. Показники якості довкілля

Існує верхня і нижня критичні межі параметрів довкілля, досягнення яких може призвести до безповоротних порушень у біологічній системі і в її окремих ланках. Деякі речовини (наприклад, більшість важких металів) в значних кількостях є сильними ядами, а в малих дозах вони потрібні, оскільки зменшення їх вмісту в організмі людини нижче від критичної величини спричиняє важкі функціональні розлади. Здоров'ю людства шкідливі, як зайве шумове навантаження, так і відсутність звуків; те ж саме можна сказати про електромагнітні поля, радіоактивний фон, температурні навантаження, оптичні явища й інші фізичні, а також біологічні, інформаційні та інші параметри [1,3].

Закон нормує забруднювання довкілля як різновиди несприятливих дій, виходячи з припущення про існування допустимих норм шкідливих дій на природу, які гарантують екологічну безпеку населення, збереження генофонду, забезпечують раціональне використання і відтворення природних ресурсів в умовах стійкого розвитку господарської діяльності [4].

Нормативи в області охорони довкілля – встановлені нормативи якості довкілля та нормативи допустимої дії на неї, при дотриманні яких забезпечується стійке функціонування природних екологічних систем і зберігається біологічна різноманітність [3,4].

Нормативи якості довкілля – нормативи, які встановлені відповідно до фізичних, хімічних, біологічних та інших показників для оцінки стану довкілля і при дотриманні яких забезпечується сприятливе середовище [1].

Для оцінки забруднювання довкілля використовуються такі нормативи [1-5]: нормативи гранично допустимих концентрацій (ГДК) хімічних речовин, у тому числі радіоактивних, інших речовин і мікроорганізмів; нормативи, які встановлені відповідно до показників гранично допустимого вмісту хімічних речовин, у тому числі радіоактивних, інших речовин і мікроорганізмів в довкіллі і недотримання яких може призвести до забруднювання довкілля, деградації природних екологічних систем; нормативи допустимих фізичних дій; нормативи, які встановлені відповідно до рівнів допустимої дії фізичних чинників на середовище і при дотриманні яких забезпечуються нормативи якості

довкілля.

Критеріями якості довкілля нині служать гранично допустимі концентрації (ГДК), що є гігієнічними нормами. Були науково обґрунтовані і встановлені гігієнічні нормативи більш ніж для 400 речовин і їх комбінацій, причому усі ці речовини віднесені до одного з чотирьох класів небезпечних забруднюючих речовин, (найбільш небезпечним є 1-й клас, найменш небезпечним – 4-й). Для більшості забруднюючих речовин встановлюють два значення ГДК : максимально разова і середньодобова. Максимально разова ГДК пов'язана, в основному, з можливою рефлекторною дією речовини на організм. Це — ГДК домішки в повітрі, реєстрована з 20-хвилинним усереднюванням; гранично допустима частота появи концентрації, що перевищує максимально разову ГДК, не повинна перевищувати 2% загального числа вимірювань[1,2,5].

Середньодобова ГДК спрямована на попередження хронічно резорбтивної дії речовини при тривалому вдиханні.

ГДК – гранично допустима концентрація хімічної речовини в повітрі робочої зони, мг/м³. ГДК не повинна спричиняти захворювання або відхилення в стані здоров'я, виявлені сучасними методами дослідження, в процесі роботи або у віддалені терміни життя нинішнього та подальшого поколінь при щоденній (окрім вихідних днів) роботі в межах 8 годин або іншої тривалості, але не більше за 41 годину на тиждень, впродовж усього робочого стажу [5].

ГДК_{сс} – гранично допустима середньодобова концентрація хімічної речовини в повітрі населених пунктів, мг/м³. ГДК_{сс} не повинна впливати на людину при невизначено довгому (роки) вдиханні. Це основний норматив оцінки стану атмосферного повітря з санітарно-гігієнічної точки зору [5].

ГДК_{мр} – гранично допустима максимальна разова концентрація хімічної речовини в повітрі населених пунктів, мг/м³. ГДК_{мр} не повинна викликати рефлекторних (у тому числі субсенсорних) реакцій в організмі людини при вдиханні впродовж 30 хв. Цей показник встановлюється для речовин, що мають специфічну дію (наприклад, різким запахом) і може розглядатися як норматив, якщо його значення нижче, ніж ГДК_{сс} [5].

Якість природної води залежить від складу і кількості розчинених і завислих речовин, мікроорганізмів, гідробіонтів, а також від температури, кислотності та інших фізико-хімічних показників. Таким чином, оцінка якості води може складатись за фізичними, хімічними, бактеріологічними і гідробіологічними показниками. Стандарти і нормативи якості води різні для водних об'єктів санітарно-побутового і рибогосподарського призначення. ГДК шкідливих речовин в природних водах були встановлені більш ніж для 800 хімічних речовин. Ці речовини підрозділяються на три групи за лімітуючим показником шкідливості, особливо виділяється рибогосподарський показник шкідливості [1,2].

Одним з чинників, що визначають якість природного середовища, є гранично-допустиме забруднювання в атмосфері (ГДВ) – науково-технічний норматив, що встановлюється з умови, щоб вміст забруднюючих речовин в приземному шарі повітря від джерела або сукупності джерел не перевищував забруднень, визначених нормативами якості повітря для населення, а також для тварини і для рослинного світу [1,2].

Суть ГДВ полягає в нормуванні забруднювання, оскільки при існуючих методах скорочення відходів виробництва практично неможливо повністю уникнути проникнення в атмосферу шкідливих речовин. В той же час можна зменшити промислові забруднення до встановленої межі або ослабити їх дію до рівнів, визначених ГДК. Для виявлення зв'язку між ГДВ і ГДК досліджують закономірності поширення суміші від їх джерел до зони дії, зумовлені турбулентною дифузією в атмосфері [3,4].

1.2. Джерела забруднення атмосфери

Оптимальні для життя і діяльності людини умови середовища знаходяться у визначених, відносно вузьких межах. Збільшення або зменшення цих меж означає якісну зміну умов життя людства. Промислове виробництво й інші види господарської діяльності людей супроводжуються забруднюванням повітря приміщень та атмосферного повітря і різних речовин, які забруднюють довкілля. Шкідливі речовини потрапляють в приміщення також в результаті життєдіяльності людей і тварин [1,2].

У повітря потрапляють аерозольні частинки (пил, дим, туман), гази, пари, а також мікроорганізми і радіоактивні речовини. Якість повітря погіршується також через присутність в повітрі носіїв неприємних запахів. Основними джерелами забруднювання зовнішнього повітряного середовища є [1]:

- промислові підприємства;
- теплогенеруючі прилади;
- транспорт.

Потрапляння в повітряне середовище виробничих приміщень і викидів в атмосферу парів, газів, аерозолів та інших шкідливих речовин - прямий результат недосконалості технологічного і транспортного устаткування, в першу чергу, його негерметичності, а також відсутності або недостатньої ефективності пиловловлюючих і локалізуючих пристроїв і систем [1,2].

Забруднення повітря в результаті потрапляння в нього різного роду шкідливих речовин має ряд несприятливих наслідків.

Санітарно-гігієнічні наслідки. Оскільки повітря є середовищем, в якому людина перебуває впродовж усього життя і від якого залежить її

здоров'я, самопочуття і працездатність, наявність в повітряному середовищі іноді навіть невеликих концентрацій шкідливих речовин може погано вплинути на людину, призвести до незворотних наслідків і навіть до смерті [1].

Екологічні наслідки. Повітря є найважливішим елементом навколишнього середовища, що знаходиться у безперервному контакті з усіма іншими елементами живої і мертвої природи. Погіршення якості повітря внаслідок присутності в ньому різних забруднюючих речовин призводить до загибелі лісів, посівів сільськогосподарських культур, трав'яного покриву, тварин, до забруднення водойм, а також до ушкодження пам'ятників культури, будівельних конструкцій, різного роду споруд і т. д. [1].

Економічні наслідки. Забруднення повітря зумовлює значні економічні втрати. Запилене і загазоване повітря в промислових приміщеннях призводить до зниження продуктивності праці, втрати робочого часу через збільшення захворюваності. На багатьох виробництвах наявність пилу в повітряному середовищі погіршує якість продукції, прискорює зношування устаткування. В процесі виробництва, здобичі, транспортування багатьох видів матеріалів, сировини, готової продукції частина цих речовин переходить в пилоподібний стан і втрачається, забруднюючи в той же час довкілля. Втрати на виробництві складають до 3 – 5%. Великі втрати через забруднення довкілля. Заходи щодо зменшення наслідків забруднення обходяться занадто дорого [1].

На підприємствах мають місце організовані (через труби, вентиляційні шахти і т. п.) і неорганізовані джерела забруднення (через ліхтарі та проміжки в цехах, від місць вантаження і розвантаження транспорту, через витоки в комунікаціях та ін.). Неорганізовані джерела забруднення на думку фахівців складають від 10 до 26 % від загальної кількості джерел забруднення, атмосфери. Причинами значних забруднень атмосфери є: відсутність або неефективна локалізація джерел виділення газів і пилу; недостатня герметичність, конструктивні недоліки виробничого устаткування, його технічна несправність; неправильне ведення технологічних процесів [6,7].

1.3. Характеристики пилогазових джерел забруднення повітря

Якість повітря – це вплив на організм та обладнання, а також технологічні процеси, які зумовлені наявністю у ньому завислих частинок, в основному пилових. Пил технологічного походження характеризується великою різноманітністю за хімічним складом, розміром частинок, формою, щільністю, характеру границь частинок. Відповідно різноманітно пил впливає на організм людини та навколишнє середовище [1,8].

Пил завдає шкоди організму, в результаті механічного впливу

(пошкодження органів дихання), хімічного (отруєння токсичними частинками пилу), бактеріологічного (разом з пилом в організм проникають шкідливі мікроорганізми) [9,10].

На думку гігієністів частинки пилу розміром 5 мкм і менше можуть проникати глибоко в легені, аж до альвеоли. Пил розміром 5-10 мкм в основному потрапляє у верхні дихальні шляхи, майже не проникаючи до легенів. Пил несприятливо впливає на органи дихання, зору, шкіру. Найбільш серйозні наслідки викликає систематичне вдихання пилу, що містить вільний діоксин кремнію SiO_2 . У результаті виникає таке захворювання – силікоз. Це одна із форм легеневих захворювань, пов'язаних з вдиханням запиленого повітря, – пневмоконіозу. Дія пилу на органи зору спричиняють кон'юнктивіт, на шкіру – дерматити [9].

Органічний пил, наприклад, мучний пил, може бути сприятливим середовищем для розвитку мікроорганізмів. Пилові частинки можуть бути ядром конденсації для парів рідини. Разом із пилом до приміщення можуть проникати речовини, які спричиняють інтенсивну корозію металів. Разом з повітрям пил може утворювати вибухонебезпечну суміш [10].

Оксид вуглецю. Угарний газ (CO) – це газ, який не має кольору та запаху. Високотоксична речовина. Утворюється в результаті неповного згорання вуглецю. Виділення CO відбувається в литійних, термічних, кузничних цехах, в котельнях, особливо, які працюють на вуглеводному паливі, CO міститься у вихлопних газах автомашин, тракторів. Через легені CO проникає у кров. Вступає у зв'язок з гемоглобіном і утворює карбоксимоглобін. При цьому порушується постачання до організму кисню [1].

Цианіди. До ціанідів відноситься: ціаніста (сильна) кислота (HCN) і її солі (KCN , NaCN , CH_3CN). HCN – це рідина, яка не має кольору але має запах гірко-миндального. Цианіди натрію і калію – без кольорові кристали, які слабо пахнуть синильною кислотою. Синильна кислота може потрапляти в організм через слизисту оболонку дихальних шляхів та не в значній кількості через шкіру. Цианіди, які потрапили до організму, порушують кровообіг та постачання організму киснем [2].

Сірководень (H_2S) – це безбарвний газ із запахом тухлих яєць. Зустрічається при переробці або застосуванні сірчастого барію, сірчастого натрію, сурьми в шкіряній промисловості, на фабриках штучного шовку. Потрапляє в організм через легені, в невеликих кількостях через шкіру і є дуже токсичним. Уражує центральну нервову систему [1].

Діоксид сірки (Сірчаний газ SO_2) – це безбарвний газ із гострим запахом. Зустрічається при згоранні палива, що містить сірку. Дуже розповсюджена шкідлива речовина. В організм людини потрапляє через дихальні шляхи. Сильно подразнює слизову оболонку очей, верхніх дихальних шляхів. При високих концентраціях можуть бути більш серйозні наслідки, навіть втрата

свідомості, набряк легенів[1].

Оксиди азоту є сумішшю сполук азоту при їх різному співвідношенні. Дуже розповсюджені шкідливі речовини виділяються під час виробництва азотної кислоти. Потрапляють в організм через дихальні шляхи. При великій концентрації суміші у повітрі настає явище задушення[1,2].

Вуглеводи ароматичного ряду. У виробництві широко використовують бензол, толуол, ксилол. Їх отримують під час перегонки кам'яного вугілля на коксохімічних заводах. В звичайних умовах вони знаходяться в рідкому стані. Потрапляють в організм через дихальні шляхи та шкіру. Найбільш небезпечним є бензол. Ароматичні вуглеводи діють на кровотворні органи та центральну нервову систему[1].

Метали. Сьогодні, поряд із широко відомими металами (свинець, ртуть, цинк, марганець, хром, нікель), все частіше використовують для отримання сплавів з особливими властивостями, в якості каталізаторів, для виготовлення окремих деталей, рідкі розсіювальні метали (літій, берилій, ванадій, титан, цирконій, вольфрам, талій, селен, та ін.). Як шкідливі речовини метали можуть бути у вигляді аерозолів дезінтеграції та конденсації, а також у вигляді парів[1].

Свинець (Pb). Важкий метал. Свинець та його сполуки потрапляють у повітря на виробництвах, де плавлять свинець. Свинець потрапляє в організм людини більшою мірою через дихальні шляхи, а також через шлунково-кишковий тракт. Свинець порушує функціонування органів кровообігу, центральної нервової системи, обмінювальних процесів в організмі. Може накопичуватися в різних органах (кістках, мозку, печінці, м'язах). Виведення свинцю із організму відбувається протягом тривалого періоду[1].

Ртуть (Hg). Рідкий метал. У виробництві ртуть використовують в чистому вигляді та види її сполук (хлорних, ціаністих, сірчаних та азотнокислих та ін.). Майже всі вони отруйні. Ртуть використовують у виробництві для вимірювальних приладів (термометрів, барометрів), ртутних випрямлячів, отримання золота із руди. В організм людини в умовах виробництва ртуть потрапляє через дихальні шляхи. При потрапленні в організм ртуть впливає в першу чергу на нервову систему та шлунково-кишковий тракт, нирки. Ртуть здатна накопичуватися в організмі, в основному в печінці та нирках. Дрібнодиспергована ртуть може потрапляти в пори матеріалів (гіпсу, дерева, та ін.) і дуже тривалий час виділяти пари ртуті[1].

Марганець (Mn) сріблястий метал з червоним відтінком. Розповсюджені сполуки марганцю: оксид марганцю, діоксид марганцю, хлористий марганець. Із марганцем можна зустрітися у металургійній промисловості. Марганець та його сполуки потрапляють в організм через шлунково-кишковий тракт у вигляді пилу. Вони впливають на центральну

нервову систему[1].

Цинк (Zn). Шкідливою речовиною є оксид цинку – це білий пухкий порошок. Оксид цинку може бути отриманий шляхом окислення цинку при його нагріванні вище від температури плавлення. При нагріванні цинку утворюються його пари, які з'єднуються з киснем і утворюють оксид цинку (ZnO). Оксид цинку у вигляді пилу потрапляє в організм через дихальні шляхи. Результат дії оксиду цинку на організм – це лихоманка. Цинк в основному відкладається в печінці та підшлунковій залозі[1].

Хром (Cr). Хром – це твердий блискучий метал. Застосовуються сполуки хрому: оксид хрому, діоксин хрому, хромовий галун калійний і натрієвий. Хром та його сполуки використовуються у металургії, хімічній, шкіряній, текстильній, та ін. галузях промисловості. Вони потрапляють через дихальні шляхи у вигляді пилу, парів туману, через шлунково-кишковий тракт, всмоктуванням через шкіру у вигляді розчинів. Можуть відкладатися в печінці, нирках, ендокринній системі, легенях, волоссі, і т. д. Хром та його сполуки впливають на слизову оболонку дихальної системи, шлунково-кишкового тракту, спричиняють язви на шкірі. Як алергени вони викликають хворобу бронхіальної астми[1].

Нікель (Ni) – це сріблястий білий метал з коричневим відтінком. Знаходить застосування у виробництві нікель-хромових сталевих сплавів з міді та заліза, як каталізатор, при нікелюванні металевих деталей в гальванічному виробництві. В організм потрапляє через дихальні шляхи у вигляді пилу. Нікель та його сполуки впливають на органи дихання, шкіру[1].

Канцерогенні речовини. Ряд – речовин, які використовуються в промисловості, здатен спричинити злоякісні пухлини в різних частинах тіла. Такими речовинами є хром, миш'як, нікель, азбест, берилій, сажа, смола, мінеральні масла і ряд інших. Ці пухлини можуть виникати навіть через значний термін після припинення роботи з відповідними речовинами. Найбільш шкідливими є неприємні запахи, джерелами яких є гази та аерозольні частинки, які в невеликій кількості знаходяться в повітряному середовищі. Запахи негативно впливають на людський організм, викликаючи підвищену втомлювальність, нервові збудження або, навпаки, депресії. З неприємними запахами доводиться зустрічатися в районах розташування хімічних підприємств[1].

В останні десятиліття, з'явився новий вид забруднюючої речовини повітряного середовища – це *радіоактивні речовини*. Розвиток атомної енергетики і промисловості з видобутку та переробки носіїв атомної енергії, пов'язаний з потраплянням в навколишнє середовище радіонуклідів. Ці речовини відрізняються великою різноманітністю щодо інтенсивності впливу на організм людини та тварин, на навколишнє середовище, а також часу свого існування. У повітряному середовищі знаходяться також *мікроорганізми* – це бактерії і віруси[2,6].

1.4. Основні властивості аерозолів

Аерозоль являє собою дисперсну систему, в якій дисперсним середовищем є газ, а саме – повітря, а дисперсною фазою – є тверді або рідкі частинки. Зазвичай мова йде про частинки розміром від 100-200 мкм, а за деякими уявленнями – 500 мкм[5].

Розрізняють дисперсійні та конденсаційні аерозолі. Дисперсійні аерозолі утворюються при подрібненні твердих та рідких речовин. Конденсаційні аерозолі утворюються при конденсації насичених парів, а також в результаті газових реакцій. До аерозолів відноситься пил, туман і дим[1].

Пилом називаються дисперсні аерозолі з твердими частинками, незалежно від дисперсійності. Пилом зазвичай називають сукупність осілих частинок[5].

Під туманами розуміють газоподібне середовище з рідкими частинками, як конденсаційними, так і дисперсійними, незалежно від їх дисперсності[5].

Димом називаються конденсаційні аерозолі з твердою дисперсною фазою[5].

Іноді важко провести чітку межу між різними видами аерозолів. Пояснюється це тим, що аерозольні системи складаються із частинок різного походження. Відбувається до того ж неперервна взаємодія цих частинок, осідання малих частинок на більш крупні. Аерозольна система не знаходиться в незмінному стані. В результаті взаємодії частинок відбувається їх збільшення, руйнування конгломератів, осідання частинок[1].

В техніці та в повсякденному житті постійно доводиться зустрічатися з речовинами, які знаходяться в подрібненому стані. Основна увага зосереджена на розгляді пилу, через те що у більшості випадків повітря доводиться очищувати від цього виду аерозолу. Більшість систем очищування призначена для вловлювання пилу[1,2].

Розрізняють пил природного та промислового походження. Природного походження утворюється в результаті процесів, які не пов'язані безпосередньо з процесом виробництва, хоча в багатьох випадках є взаємозв'язок між цим видом пилоутворення та господарською діяльністю людини[1,2].

До пилу природного походження відноситься пил, який утворюється в результаті ерозії ґрунту (на цей процес, звичайно, впливає діяльність людини), а також пил, який виникає при вивітрюванні гірських порід, пил космічного походження і т.д. Природне походження мають також органічні пиловидні частинки[1].

З пилом природного походження приходить зустрічатися при розв'язуванні питання очищення повітря перед тим як воно потрапить до

вентиляційних приміщень. Промисловий пил виникає в процесі виробництва. Майже кожному виду виробництва, кожному матеріалу або виду сировини притаманний визначений вид пилу[2].

Багато технологічних процесів направлені для отримання різних матеріалів, які складаються із мілких частинок. Сукупність цих частинок правильно буде називати пиловидним матеріалом. Відповідним пилом зазвичай називають дуже мілкі частинки цих матеріалів, які розносяться потоками повітря[1,2].

Більша частина пилу виникає в результаті процесів, пов'язаних з обробкою матеріалів, їх сортуванням і транспортуванням.

В свою чергу органічний пил буває рослинного та тваринного походження. Неорганічний пил поділяється на мінеральний і металевий[1].

Значна частина промислового пилу – змішаного походження, складається із частинок неорганічних та органічних або, будучи органічною, включає в себе частинки мінерального і металевих пилу. Наприклад, зерновий пил, крім частинок, які утворюються при подрібненні зерна, має також мінеральні частинки, що потрапили в масу зерна при вирощуванні та збиранні урожаю. Пил, який виділяється при шліфуванні металевих деталей, крім металевих частинок, має мінеральні частинки, які утворюються при взаємодії оброблюваного металу. Це потрібно враховувати при виборі методів очищення та пиловловлювального обладнання[1,2].

Дисперсність – ступінь подрібнення речовини. Під дисперсним складом розуміють розподіл частинок аерозолів за розмірами. Вона показує, із частинок якого розміру складається даний аерозоль, і масу або кількість частинок відповідного розміру[5].

Дисперсність в значній мірі визначає властивості аерозолів. В результаті подрібнення змінюються деякі властивості речовини і утворюються нові. Це зумовлено, в основному, тим, що при диспергуванні речовини багаторазово збільшується її сумарна поверхня[1].

В результаті різкого збільшення сумарної поверхні речовини підвищується поверхнева енергія, що спричиняє збільшення фізичної і хімічної активності. Дуже швидко і інтенсивно протікають реакції окислення цих речовин. Про підвищення фізичної активності свідчить, наприклад, те, що подрібнені речовини розчиняються у багато разів швидше, ніж початковий матеріал[1].

Дисперсний склад характеризує аерозоль з різних сторін. Окрім фізичних і хімічних властивостей, дисперсний склад визначає значною мірою характер і умови поширення аерозолів в повітряному середовищі. Дрібнодисперсний пил осідає значно повільніше, а особливо дрібнодисперсний пил практично зовсім не осідає. Таким чином, розсіювання пилових частинок в повітрі значною мірою визначається дисперсним складом пилу. Найважливіше питання пиловловлювання –

вибір пиловловлювального устаткування – вирішується головним чином на підставі дисперсного складу пилу. Дисперсний склад аерозолів визначають лабораторними дослідженнями з використанням різних методів[1-3].

Дисперсний склад пилу має первинне значення для розробки і вдосконалення пиловловлюючих апаратів і систем, а також для здійснення заходів по відвертанню виділення пилу і її поширенню[4].

Щільність – маса одиниці об'єму, кг/м. Розрізняють істинну, уявну і насипну щільність частинок пилу. *Істинна щільність* є масою одиниці об'єму речовини, з якої утворений пил. *Уявна щільність* – це маса одиниці об'єму частинок, включаючи об'єм закритих пор. Уявна щільність монолітної частки дорівнює істинній щільності цієї частинки. *Насипна щільність* – маса одиниці об'єму уловленого пилу, вільно насипаного в ємність. У об'єм, який займає пил, також входять внутрішні пори частинок і проміжний простір між ними [5].

Питома поверхня аерозолію – відношення поверхні усіх частинок до їх маси або об'єму. Значення питомої поверхні дозволяє судити про дисперсність пилу[1,5].

Злиплюваність пилу. Схильність частинок до зчеплення один з одним, визначається аутогезійними властивостями, і в техніці пилоочищення дістала назву “злиплюваність” [1,5].

Вважають, що для вологого пилу міра її злиплювання має бути збільшена на один рівень. Злиплювання зростає зі зменшенням розміру частинок[1].

Сипучість пилу. Сипучість характеризує рухливість частинок пилу один відносно одного і їх здатність переміщуватися під дією зовнішньої сили. Сипучість залежить від розміру частинок, їх вологості і порядку ущільнення. Характеристики сипучості використовуються при визначенні кута нахилу стінок бункерів, та інших пристроїв, пов'язаних з накопиченням і переміщенням пилу і пилоподібних матеріалів[1].

Гігроскопічність пилу називається її здатність поглинати вологу з повітря. Поглинання вологи впливає на такі властивості пилу, як електрична провідність, злиплювання, сипучість та ін. Рівновагу між відносною вологістю повітря і вологістю матеріалу виражає ізотерма сорбції. Користуючись ізотермою сорбції, можна судити про поведінку пилу в апаратах, ємностях для пилу, пилошляхах[1,5].

Змочуваність пилу. На змочуванні пилу розпорошеною водою засноване мокре пиловловлювання. Змочуваність пилу визначає можливість її гідровидалення, застосування мокрого пилоприбирання виробничих приміщень [1].

Електричні властивості пилу. Електричні властивості роблять значний вплив на поведінку пилових частинок. Електричні сили багато в чому визначають процес коагуляції, стійкість пилових агрегатів, вибухонебезпеку пилу, її дію на живі організми. Електричні властивості

пилу мають бути враховані при вирішенні питань, пов'язаних з очищенням газів (повітря) від пилу, в першу чергу, з роботою електрофільтрів. Дані про електричні властивості уловлюваного пилу можуть бути використані для оптимізації роботи електрофільтрів, ефективність і стійкість яких безпосередньо залежить від цих властивостей. Основні електричні властивості пилу – питомий електричний опір і електричний заряд[1,2].

Питомий електричний опір (ПЕО) характеризує електричну провідність шару пилу. ПЕО дорівнює опору проходження електричного струму через куб пилу із стороною, рівною 1 м (Омм). За значенням ПЕО пил можна поділити на три групи: що добре проводять < 10 Омм, з середньою провідністю дорівнює 10 Омм, високоомна провідність >10 Омм. Електричний опір пилу зумовлений поверхневою і об'ємною провідністю. Поверхневий шар порошинок за своїми електричними властивостями відрізняється від основної маси внаслідок того, що на поверхні адсорбуються волога і гази. Об'ємна (внутрішня) провідність визначається провідністю матеріалу частинки. Вона зростає з підвищенням температури в результаті підвищення енергії електронів. При кімнатній температурі пил адсорбує з повітря вологу. Поверхнева провідність підвищується, опір знижується. По мірі підвищення температури відбувається випаровування вологи і опір зростає. Потім, при подальшому підвищенні температури до 90 – 180°C, завдяки тепловому збудженню електронів речовини, відбувається зменшення опору[1].

Електричний заряд пилу. Пил, як і інша аерозольна частка, може мати один або декілька електричних зарядів або бути нейтральною. Аерозольна система може мати у своєму складі частинки, заряджені позитивно, негативно, нейтрально. Співвідношення цих часток визначає сумарний заряд системи[1].

Пилові частинки отримують електричний заряд як в процесі утворення, так і після утворення, знаходячись в завислому стані, в результаті вибуху, диспергування, взаємного тертя, тертя об повітря, а також внаслідок адсорбції іонів при іонізації середовища. Останній спосіб електризації є основним для зважених часток. Електричний стан аерозольної системи не залишається постійним з часом. В результаті взаємодії один з одним і з довкіллям завислі частинки отримують заряд, віддають його, нейтралізуються[1].

Електричні властивості пилу чинять певну дію на стійкість аерозолі, а також на характер дії пилових частинок на живий організм. Відомо також, що імпульсом в процесі утворення вибуху може бути заряд статичної електрики. Взаємодія двох тіл, розмірами яких можна нехтувати, описується законом Кулона. При високій концентрації частинок в середовищі, що зважає, кулонівські сили сприяють процесам коагуляції[1,2].

Горючість та вибуховість пилу. Здатність утворювати з повітрям

вибухонебезпечну суміш і здатність до займання є найважливішими негативними властивостями багатьох видів пилу. Такі речовини, як зерно і цукор, хоча і здатні згорати за певних умов, не є вибухонебезпечними речовинами. Будучи ж приведеними в пилоподібний стан, вони стають не лише пожежонебезпечними, але й вибухонебезпечними. Багато видів пилу утворюють з повітрям вибухонебезпечні суміші, які здатні вибухати[1].

Коагуляція аерозолів. Частинки аерозолів із середньою і доброю змочуваністю, що не реагують зі змочуючими рідинами, можуть утворювати з ними при перемішуванні механічні суміші, колоїдні розчини і істинні розчини. Істинні розчини відрізняються від суспензій – колоїдів і механічних сумішей розмірами частинок, на які розпадається речовина при перемішуванні. До рідких колоїдних розчинів відносять високодисперсні і грубодисперсні суміші. Грубодисперсні рідкі колоїди з твердою дисперсною частиною називають суспензіями, з рідкою – емульсіями[1,2].

Загальною рисою істинних розчинів є їх стійкість. Колоїдні розчини, як рідкі, так і газоподібні, нестійкі, тобто не можуть зберігатися тривалий час в первинному стані[3].

Аерозоль – нестійка система. Він схильний до постійних змін. З часом в аерозолі відбувається укрупнення завислих частинок. Цей процес носить назву коагуляції; він відбувається в результаті взаємодії частинок під впливом різного роду фізичних чинників. Найбільша роль в коагуляції належить молекулярним силам і силам електричного тяжіння. Коагуляція зважених в газах частинок істотно впливає на ефективність дії пиловловлюючих пристроїв. З точки зору знепилювання повітря коагуляція дуже корисне явище, оскільки завдяки укрупненню пилових частинок підвищується ефективність їх уловлювання. Коагуляція відбуватиметься тим інтенсивніше, чим більше вірогідності зіткнення аерозольних частинок. Ця вірогідність збільшується під дією вказаних вище чинників. Дрібні частки більшою мірою схильні до коагуляції, ніж великі. Прискорюється також коагуляція при підвищенні концентрації пилових частинок в газовому середовищі[1-4].

Також має місце *природна коагуляція*, коли цей процес відбувається під дією природних сил, тобто в основному за рахунок броунівського руху і гравітаційних сил, і *штучна коагуляція*, коли цей процес інтенсифікують, застосовуючи додаткові чинники, наприклад, турбулізацію запиленого потоку, його штучну іонізацію і акустичну обробку. Процес коагуляції в результаті прискорюється у багато разів, тобто вірогідність зіткнення і взаємодії частинок у багато разів збільшується[1].

Теплова (броунівська) коагуляція. У основі броунівської коагуляції лежить броунівський (хаотичний, безладний) рух дуже малих часток – до 0,1 мкм[1].

Градiєнтна коагуляція. Градiєнтна коагуляція зумовлена наявністю градiєнта швидкості в потоці запилених газів. Найбільш характерним

прикладом є течія газів біля твердої стінки каналу. Відповідно до законів гідравліки, частинка поблизу стінки рухається з меншою швидкістю, ніж частинка, що знаходиться ближче до подовжньої осі каналу. Контакт частинок можливий, якщо відстань між ними менша від суми їх розмірів. Дія градієнтної коагуляції обмежується в основному пристінним шаром. Тому вона відіграє істотну роль при значній довжині каналів і великій поверхні, по якій відбувається контакт[1].

Турбулентна коагуляція. Вихровий рух середовища, що виникає внаслідок турбулізації, збільшує вірогідність зіткнення частинок, отже, підвищує швидкість коагуляції. Турбулізацію пилогазових потоків здійснюють для укрупнення пилових частинок та підвищення, завдяки цьому, ефективності очищення. Вихровий рух, що виникає внаслідок турбулізації, збільшує вірогідність зіткнення, отже, укрупнення частинок[1].

Кінематична коагуляція. Процес кінематичної коагуляції відбувається при відносному русі частинок різного розміру під дією зовнішніх сил – сили гравітації, відцентрових сил та ін. Частинки різного розміру рухаються з різними швидкостями. Внаслідок цього відбувається їх зіткнення і укрупнення. Кінематична коагуляція відбувається також при зустрічному русі розпорошеної води і аерозоля в мокрих пиловловлювачах[1].

Електрична коагуляція. Між зарядженими і незарядженими частинками виникають сили взаємодії. Це значною мірою визначає поведінку частинок. Частинки стикаються, злипаються, утворюючи агрегати. Між частинками діють наступні електричні сили взаємодії: кулонівська сила тяжіння або відштовхування, що виникає між двома зарядженими частинками, що знаходяться на певній відстані один від одного; сила індукції між зарядженою частинкою і сусідньою незарядженою; сила взаємодії між зарядженою частинкою і іншими частинками з тим же знаком; сила зовнішнього електричного поля (якщо воно є). Електрична коагуляція використовується в техніці пиловловлювання[1].

Акустична коагуляція. Пилогазовий потік проходить через акустичне поле, що створюється джерелом звуку та ультразвуку. При певних параметрах поля і характеристиках пилогазового потоку внаслідок коливання середовища значно зростає число зіткнень між пиловими частинками, що призводить до їх злипання, тобто до укрупнення пилу. Акустична обробка здійснюється з метою підвищення ефективності пиловловлювання[1].

Специфічні характеристики пилогазових забруднень. Усі реальні газові викиди містять воду в стані перегрітої, насиченої або вологої пари. Молекули і агреговані частинки води дифундують в гази, які відходять, під час випаровування з рідких і твердих поверхонь, відносяться газовим

поток при розбризкуванні і розпилюванні рідини, утворюються в газовій фазі при протіканні хімічних реакцій (наприклад, при горінні палива), потрапляють у атмосферу разом з повітрям, що бере участь в технологічному процесі[1,2].

Носіями забруднюючих сполук більшості виробничих викидів служать повітря або димові гази. Пружність насиченої пари і інші параметри повітря, забрудненого не більше ніж на декілька відсотків, можна з допустимою для інженерних розрахунків похибкою визначати по таблицях і діаграмах вологого повітря. Вологість димових газів залежить від виду, складу, а іноді і способу спалювання споживаного палива, від вологості повітря, що потрапляє в зону горіння і визначається розрахунком за стехіометричних і балансових рівнянь[1-4,10].

Для правильного вибору способів обробки твердих, а особливо, рідких забрудників газових викидів важливо знати не лише їх дисперсний, але й хімічний склад. Щоб уникнути негативних наслідків або непередбачених результатів способу знешкодження, який розробляється, необхідно мати інформацію про хімічний склад забрудників і властивості інгредієнтів в області параметрів, що відповідає умовам їх обробки[1,2].

1.5 Шкідливі гази та пари

Газові забруднюючі речовини, як і аерозольні, забруднюючи атмосферне повітря, значно погіршують його якість, а у ряді випадків роблять його непридатним для перебування в ньому людей. Це завдає значного збитку здоров'ю людей, які мешкають в місцевостях, що зазнають дії шкідливих газів і парів, веденню сільського господарства в цьому районі, організації відпочинку людей, призводить до ушкодження архітектурних споруд, пам'ятників історії та культури і так далі[9,10].

Для того, щоб уникнути цих тяжких наслідків і підтримувати якість повітря, викиди в атмосферу повинні очищатися не лише від аерозольних забруднюючих речовин, але також від шкідливих парів і газів. У міру розвитку техніки і вдосконалення технологічних процесів з'являються нові види речовин, що викидаються в атмосферу. В той же час відбувається модернізація існуючого і розробка нових видів технологічного устаткування, в якому здійснена повна герметизація, автоматизація, дистанційне керування. Впроваджується безвідходна технологія, при якій виключаються викиди в атмосферу, виникають нові методи очищення повітря від шкідливих газів і парів, розробляється і застосовується нове технологічне устаткування, до складу якого входять вбудовані агрегати для видалення і знешкодження шкідливих речовин[1,9,10].

При очищенні викидів від газових забруднюючих речовин доводиться вирішувати одночасно ряд проблем, пов'язаних з тим, що у викидах, що містять шкідливі пари і гази, знаходяться також аерозолі - пил, сажа;

викиди у ряді випадків нагріті до високих температур, забруднюючі речовини, що містяться в них, багатокомпонентні, і їх необхідно піддавати різним методам очищення, витрата викидів з часом непостійна, змінюється концентрація в них різних шкідливих речовин і т. д. Методи очищення приймають залежно від фізико-хімічних властивостей забруднюючої речовини, його агрегатного стану, концентрації в середовищі, яке очищується[1-4].

Радикальним рішенням для захисту найважливішого елементу довкілля - атмосферного повітря являється створення і впровадження безвідходних технологічних процесів, тобто таких, при яких усі відходи виробництва не викидаються в навколишнє середовище, а використовується для корисних цілей[1-3].

Найважливішим заходом зі зменшення викидів в атмосферу є вдосконалення технологічного процесу у напрямі зменшення відходів, використання їх, застосування процесів, не пов'язаних з утворенням і виділенням в довкілля шкідливих парів і газів[1].

Іншим важливим заходом є герметизація устаткування. Під герметизацією слід розуміти непроникність зовнішніх конструкцій (стінок) і інших конструкцій апаратів і комунікацій, в яких знаходяться або по яких переміщуються рідини і гази. При недостатній герметизації з апаратів і комунікацій, рідини і гази проникають в довкілля. Шкода від цього полягає як у втраті продукту, сировини, матеріалу, так і в забрудненні довкілля, ґрунту, атмосфери, водойм[1,2].

1.6. Класифікація води і властивості водних дисперсних систем

У промисловості воду використовують як сировину і джерело енергії, як холодоагент, розчинник, екстрагент, для транспортування сировини і матеріалів. Воду, яка використовувалась у промисловості, розділяють на ту, що охолоджує, технологічну та енергетичну. У промисловості 65-80% води споживається для охолодження рідких і газоподібних продуктів в теплообмінних апаратах. У цих випадках вода не стикається з матеріальними потоками і не забруднюється, а лише нагрівається[6-8].

Технологічну воду підрозділяють на воду, яка утворюється в середовищі, промиваючу і реакційну. Воду, яка утворюється в середовищі, використовують для розчинення і утворення пульп, при збагаченні і переробці руди, гідротранспортуванні продуктів і відходів виробництва; промиваючу - для промивання газоподібних (абсорбція), рідких (екстракція) та твердих продуктів і виробів; реакційну - у складі реагентів, а також при відгоні і інших процесах. Технологічна вода безпосередньо контактує з середовищем. Енергетична вода споживається для отримання пари і нагрівання устаткування, приміщень, продуктів[1,2,6-7].

Для зменшення споживання свіжої води створюють зворотні і

замкнуті системи водопостачання. При зворотному водопостачанні передбачають необхідне очищення стічної води, охолодження зворотної води, обробку і повторне використання стічної води[1,2].

Для запобігання біологічного обростання апаратів і споруд в зворотній воді обмежується вміст органічних речовин і сполук біогенних елементів (азоту, фосфору), що є поживним середовищем для мікроорганізмів[1,2].

Стічна вода - це вода, що була в побутовому, виробничому або сільськогосподарському вживанні, а також що пройшла через забруднену територію[5].

Господарсько-побутові води - це стоки душових, пралень, їдалень, туалетів, від миття підлог та ін. *Атмосферні води* утворюються в результаті випадання атмосферних опадів та стікають з територій підприємств. Вони забруднюються органічними і мінеральними речовинами. *Промислові стічні води* - це рідкі відходи, які виникають при добуванні та переробці органічної і неорганічної сировини[5].

Стічні води забруднені різними речовинами[1,2]: 1) біологічно нестійкими органічними сполуками; 2) малотоксичними неорганічними солями; 3) нафтопродуктами; 4) біогенними сполуками; 5) речовинами із специфічними токсичними властивостями, а також важкими металами, біологічно жорсткими органічними синтетичними сполуками, що не розкладаються.

Залежно від фізичного стану фаз розрізняють такі рідкі неоднорідні системи[1]: суспензії, емульсії і піни.

Суспензія складається із рідини і завислих в ній твердих частинок. Залежно від розмірів частинок розрізняють грубі суспензії з частинками розміром > 100 мкм, тонкі (0,5-100 мкм) і муті (0,1...0,5 мкм). Проміжне положення між суспензіями та істинними розчинами займають колоїдні розчини з розмірами частинок менше 0,1 мкм[1,2,5].

Емульсія складається з 2-х рідин, що не змішуються або частково змішуються, одна з яких розподілена в іншій у вигляді рідких крапель. Величина частинок дисперсної фази в емульсіях коливається в досить широких межах[1,5].

Піна - система, що складається з рідини і розподілених в ній бульбашок газу[1,5].

Неоднорідні системи характеризуються масовим або об'ємним співвідношенням фаз і розмірами частинок дисперсної фази. Дисперсну фазу, що складається з частинок неоднакового розміру, заведено характеризувати фракційним або дисперсним складом, тобто відсотковим вмістом частинок різного розміру. Стічні води є полідисперсними гетерогенними (неоднорідні) агрегативно-нестійкими системами. В процесі осадження розмір, щільність, форма частинок, а також фізичні властивості частинок системи змінюються[1].

Властивості стічних вод відрізняються від властивостей чистої води. Вони мають більш високу щільність і в'язкість[1,2].

1.7. Класифікація промислових відходів

Класифікація промислових відходів (ПВ), що утворюються в результаті виробничої діяльності людини, потрібна як засіб встановлення певних зв'язків між ними з метою визначення оптимальних шляхів використання або знешкодження відходів[6,7].

Узагальнення і аналіз літературних даних показують, що класифікація ПВ ґрунтована на систематизації їх по галузях промисловості, можливостях переробки, агрегатному стані, токсичності і так далі. У кожному конкретному випадку характер використовуваної класифікації відповідає даним аспектам: складанню, очищенню, переробці, похованню ПВ, відвертанню їх токсичної дії та ін. Кожна галузь промисловості має класифікацію власних відходів[8].

Класифікація відходів можлива за різними показниками, але найголовнішою з них є міра небезпеки для людського здоров'я. Шкідливими відходами, наприклад, вважаються інфекційні, токсичні і радіоактивні. Їх збір і ліквідація регламентуються спеціальними санітарними правилами[1].

Класифікація і загальні вимоги безпеки, усі ПВ діляться на чотири класи (таблиця. 1) [1]:

Таблиця 1

Клас небезпеки	Характеристики речовин(відходів)
Перший	Надзвичайно небезпечні
Другий	Високо небезпечно і високо опасные
Третій	Вміру небезпечні
Четвертий	Мало небезпечні

Для прикладу можна привести клас небезпеки деяких хімічних речовин, який визначається розрахунковим методом[1]:

- наявність у відходах ртуті, сулеми, хромокислого калію, трихлористої сурьми, бенз (а) пірена, оксиду миш'яку та інших високотоксичних речовин, дозволяє віднести їх до першого класу небезпеки;

- наявність у відходах хлористої міді, хлористого нікелю, трьохокисної сурьми, азотнокислого свинцю та інших, менш токсичних речовин дає можливість віднести ці відходи до другого класу небезпеки;

- наявність у відходах сірчаноокислої міді, щавлевоокислої міді, хлористого нікелю, оксиду свинцю, чотирьоххлористого вуглецю та інших

речовин дозволяє віднести їх до третього класу небезпеки;

• наявність у відходах сірчаноокислого марганцю, фосфатів, сірчаноокислого цинку, хлористого цинку дає основу віднести їх до четвертого класу небезпеки.

Належність до класу небезпеки інших за хімічним складом відходів можна визначити розрахунковим методом для цієї хімічної речовини в ґрунті, користуючись математичною формулою, довідковою літературою (фізико-хімічними константами, їх токсичністю та гігієнічними нормативами для хімічних речовин в ґрунті) [1].

1.8. Енергетичне забруднення довкілля

Промислові підприємства, об'єкти енергетики, зв'язки і транспорт є основними джерелами енергетичного забруднення промислових регіонів, міського середовища, будинків та природних зон. До енергетичних джерел забруднення відносять вібраційні і акустичні дії, електромагнітні поля і випромінювання, дії радіонуклідів і іонізуючих випромінювань [1,6-8].

Вібрації, джерелом яких є технологічне устаткування, рейковий транспорт, будівельні машини і важкий автотранспорт, поширюються по ґрунту. Протяжність зони дії вібрації визначається величиною їх загасання в ґрунті, яка складає 1 дБ/м [1,5].

Шум створюється транспортними засобами, промисловим устаткуванням, санітарно-технічними установками. На міських магістралях і в прилеглих до них зонах, рівні звуку можуть досягати 70 - 80 дБА. Основними джерелами електромагнітних полів (ЕМП) різночастот є радіотехнічні об'єкти, телевізійні станції радіолокацій, термічні цехи та ділянки. Дія ЕМП промислової частоти пов'язана з високовольтними лініями електропередач, джерелами постійних магнітних полів, вживаними на промислових підприємствах. Зони з підвищеними рівнями ЕМП радіочастот мають радіус до 100 - 150 м [1,9,11,12].

Дія іонізуючого випромінювання на людину може відбуватися в результаті зовнішнього і внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення викликають джерела рентгенівського і γ -випромінювання, потоки протонів і нейтронів. Внутрішнє опромінення спричиняють α і β частинки, які потрапляють в організм людини через органи дихання [13].

При дослідженні процесів радіоактивності було встановлено, що випромінювання різних частинок та γ -випромінювань, а також перетворення одних ядер на інші відбувається самочинно, але з дотриманням правил зміщення [14-16]:

- при α - розпаді ядро втрачає позитивний заряд і його маса зменшується на чотири одиниці маси, в результаті чого елемент зміщується до початку періодичної системи;
- при β - розпаді елемент зміщується на одну клітинку до кінця

періодичної системи.

α - випромінювання являє собою потік ядер гелію, які випромінюються під час розпаду радіоактивної речовини або при ядерних реакціях. Енергія α - частинок порядку декілька МеВ. В повітрі ці частинки поглинаються шаром товщиною 8 – 9 см. В наслідок великої маси ці частинки швидко втрачають свою енергію, тому проникна властивість цього виду випромінювання невисока.

β - випромінювання являє собою потік електронів, які виникають під час радіоактивного розпаду. Енергія цих частинок складає декілька МеВ. Ці частинки мають значно меншу масу, тому в них більш висока проникна властивість.

Нейтронне випромінювання перетворює свою енергію в результаті зіткнення з ядрами речовини. При непружних взаємодіях можливе виникнення вторинних випромінювань, які можуть мати як заряджені частинки так і γ - випромінювання[16].

Рентгенівське випромінювання виникає при дії β - частинок на навколишнє середовище або при бомбардуванні електронами анодів рентгенівських трубок. Рентгенівське випромінювання, як правило, складається із гальмівного та характеристичного. Гальмівне випромінювання має неперервний спектр, а характеристичне – дискретний спектр, який залежить від матеріалу анода. Рентгенівське випромінювання має велику проникність[14-16].

γ - випромінювання, як рентгенівське має електромагнітну природу та велику проникність. γ - випромінювання виникає в результаті природної радіоактивності, а також в штучних ядерних реакціях при зіткненні частинок високих енергій[16].

Іонізуюче випромінювання представляє собою велику небезпеку для живих організмів біосфери, а особливо для людини. З таким видом фізичних полів потрібно проявляти особливу обережність, так як дуже часто радіоактивність не маючи кольору, запаху, смаку, робить коварну дію на людський організм з летальним кінцем. При розгляді біологічної дії радіоактивності розрізняють зовнішні та внутрішні опромінювання. Зовнішнє опромінювання являє собою випадок, коли джерело радіації знаходиться за межами організму і продукти радіоактивності не потрапляють в середину організму. Перші признаки хронічного ураження: сухість шкіри, з'являються язви, випадіння волосся[14-16].

При потраплянні радіоактивних продуктів в середину організму є дуже небезпечним. При цьому відбувається ураження багатьох органів до тих пір, поки радіоактивна речовина не розпадеться або не покине організм в результаті фізіологічного обміну[17-19].

Живі організми постійно піддаються опроміненню за рахунок природного фону. Фонове радіоактивне випромінювання складається в

основному із трьох складових: природного фону, які викликані радіонуклідами біосфери, техногенного фону, викликаного діяльністю людини, рентгенодіагностики [18,19].

На основі нормативних вимог встановлюють порядок проведення робіт з джерелами іонізуючих випромінювань та забезпечення ліквідації радіоактивних відходів[20].

Для забезпечення радіаційної небезпеки потрібно виконувати загальні принципи захисту[1,2,20]: не перевищувати максимально допустимі дози; застосовувати метод захисту відстанню, часом; застосовувати захисні екрани; використовувати засоби індивідуального захисту та ін. Вибір захисного екрану потрібно виробляти в залежності від виду іонізованого випромінювання. Для захисту від α - випромінювання застосовують екрани із скла товщиною декілька міліметрів. Для захисту β - випромінювання використовують матеріали з малою атомною масою, а частіше комбіновані. Для захисту від γ - випромінювання застосовують матеріали з великою атомною масою та високою щільністю, а також більш дешеві матеріали та сплави. Стаціонарні екрани виконуються без бетону. При роботі з радіонуклідами слід використовувати спецодяг.

1.9. Методи захисту довкілля від промислових джерел забруднення

Захист довкілля є складовою частиною концепції стійкого розвитку людського суспільства, що означає тривалий безперервний розвиток, що забезпечує потреби людей, які нині живуть, без збитку задоволенню потреб майбутніх поколінь. Концепція стійкого розвитку не зможе реалізуватися, якщо не будуть розроблені конкретні програми дій по припиненню забруднення довкілля, що включають також організаційні, технічні і технологічні розробки з розвитку ресурсо-, енергозбережних і маловідхідних технологій, зниженню газових викидів і рідинних скидів, переробки та утилізації господарських відходів, зменшенню енергетичної дії на довкілля, удосконаленню і використанню засобів захисту навколишнього середовища[21,22].

Організаційно-технічні методи охорони довкілля можна умовно поділити на активні і пасивні методи. Активні методи захисту довкілля є технологічними рішеннями зі створення ресурсозберігаючих і маловідхідних технологій. Пасивні методи захисту довкілля діляться на дві підгрупи: 1) раціональне розміщення джерел забруднення; 2) локалізація джерел забруднення. Раціональне розміщення припускає територіальне раціональне розміщення об'єктів економіки, що знижує навантаження на довкілля, а локалізація по суті є флегматизацією джерел забруднень і засобом зниження їх викидів. Локалізація досягається застосуванням

різних технологій із захисту навколишнього середовища, технічних систем та приладів[1,2,21].

У основі багатьох технологій лежать *фізичні і хімічні* перетворення. У *фізичних процесах* змінюються лише форма, розміри, агрегатний стан та інші фізичні властивості речовин. Їх будова і хімічний склад зберігаються. Фізичні процеси домінують при подрібненні, подрібнення корисних копалин, в різних способах обробки металів тиском, при сушці та в інших аналогічних випадках[1,21].

Хімічні процеси змінюють фізичні властивості початкової сировини і його хімічний склад. З їх допомогою отримують метали, спирти, добрива, цукор та ін., які в чистому вигляді в сировині не присутні. Хімічні процеси є основою виробництва в металургії, хімічній промисловості, промисловості будівельних матеріалів, целюлознопаперової промисловості та безліч інших галузей народного господарства[1].

Хімічні явища в технологічних процесах зазвичай набувають розвитку під впливом зовнішніх умов (тиск, об'єм, температура та ін.), в яких реалізується процес. При цьому має місце нестехіометричні перетворення одних речовин на інші, зміна їх поверхневих, міжфазних властивостей та ряд інших явищ змішаного (фізичного та хімічного) характеру[1].

Сукупність взаємопов'язаних хімічних та фізичних процесів, які відбуваються у природній субстанції, отримала назву *фізикохімічних*. Фізикохімічні процеси широко застосовуються в збагаченні корисних копалин, металургії, технології основних хімічних виробництв, органічному синтезі, енергетиці, а особливо в природоохоронних технологіях[1,2].

Спецефічну групу складають *біохімічні процеси* – хімічні перетворення, які протікають з участю суб'єктів живої природи. Біохімічні процеси складають основу життєдіяльності усіх живих організмів рослинного та тваринного світу. На їх використанні побудована значна частина сільськогосподарського виробництва та харчової промисловості, наприклад біотехнологія. Продуктом біотехнологічних перетворень, що протікають за участю мікроорганізмів, є речовини неживої природи[1,2].

Залежно від основних закономірностей, що характеризують протікання захистних процесів, останні підрозділяють на наступні групи[1]:

- механічні;
- гідромеханічні;
- масообмінні,
- хімічні;
- фізико-хімічні;
- теплові процеси;

- біохімічні;
- процеси, ускладненні хімічною реакцією.

До *механічних процесів*, основою яких є механічна дія на тверді і аморфні матеріали, відносять подрібнення, сортування, пресування і змішування сипких матеріалів. Рушійною силою цих процесів є сили механічного тиску або відцентрова сила[1].

До *гідромеханічних процесів*, основою яких є гідростатична або гідромеханічна дія на середовище та матеріали, відносять перемішування, відстоювання (осадження), фільтрування, центрифугування. Рушійною силою цих процесів є гідростатичний тиск або відцентрова сила[1].

До *масообмінних (дифузійних) процесів*, в яких велику роль разом з теплопередачею грає перехід речовини з однієї фази в іншу за рахунок дифузії, відносять абсорбцію, адсорбцію, десорбцію, екстрагування, ректифікацію, сушку та кристалізацію. Рушійною силою цих процесів є різниця концентрацій перехідної речовини у взаємодіючих фазах[1].

Хімічні процеси, що протікають зі зміною фізичних властивостей і хімічного складу початкових речовин, характеризуються перетворенням одних речовин на інші, зміною їх поверхневих і міжфазних властивостей. До цих процесів можна віднести процеси нейтралізації, окислення та відновлення. Рушійною силою хімічних процесів є різниця хімічних (термодинамічних) потенціалів[1].

Фізико-хімічні процеси характеризуються взаємозв'язаною сукупністю хімічних і фізичних процесів. До фізико-хімічних процесів розділення, основою яких є фізико-хімічні перетворення речовин, можна віднести коагуляцію та флокуляцію, флотацію, іонний обмін, зворотний осмос і ультрафільтрацію, дезодорацію та дегазацію, електрохімічні методи, зокрема, електричне очищення газів. Рушійною силою цих процесів є різниця фізичних і термодинамічних потенціалів, компонентів, які розділяються на границі фаз[1,2].

До *теплових процесів*, основою яких є зміна теплового стану взаємодіючих середовищ, відносять нагрівання, охолодження, випарювання і конденсацію. Рушійною силою цих процесів є різниця температур (термічних потенціалів) взаємодіючих середовищ[1,2].

Біохімічні процеси, в основі яких лежать каталітичні ферментативні реакції біохімічного перетворення речовин в процесі життєдіяльності мікроорганізмів, характеризуються протіканням біохімічних реакцій і синтезом речовин на рівні живої клітини. Рушійною силою цих процесів є енергетичний рівень (потенціал) живих організмів[1,2].

Вказана класифікація не є жорсткою і незмінною. У реальній дійсності багато процесів ускладнені протіканням суміжно-паралельних процесів. Наприклад, масообмінні та хімічні процеси часто супроводжуються тепловими процесами. Так, ректифікацію, сушку та кристалізацію можна віднести до комбінованих тепломасообмінних

процесів. Процеси абсорбції, адсорбції часто супроводжуються хімічними перетвореннями. Хімічні процеси нейтралізації та окислення можна одночасно розглядати як масообмінні процеси. Біохімічні процеси супроводжуються одночасно тепло- і масообміном, а фізико-хімічні процеси – масообмінними процесами[1,2,21].

1.10. Методи очищення пило повітряних викидів

Під знешкодженням газових забруднюючих речовин розуміють відділення від газу або перетворення в нешкідливий стан забруднюючих домішок[5].

Дисперсні забрудники на відміну від газоподібних фіксуються в атмосфері візуально вже при невеликих концентраціях. Тому відсутність шлейфу завислих частинок і прозорість забруднень є простими критеріями його чистоти[22].

Знешкодження забруднюючих речовин припускає або видалення шкідливих домішок з інертного газу-носія, або перетворення їх на нешкідливі речовини. Обидва принципи можуть бути реалізовані через різні фізичні і хімічні процеси, для здійснення яких потрібні певні умови[1].

Для знешкодження аерозолів (пилу та туманів) використовують сухі, вологі і електричні методи. В основі сухих методів лежать гравітаційні, інерційні, відцентрові механізми осадження або фільтраційні механізми. При використанні вологих методів очищення газових викидів здійснюється шляхом тісної взаємодії між рідиною і запиленним газом на поверхні газових пухирів, крапель або рідкої плівки. Електричне очищення газів ґрунтується на іонізації молекул газу електричним розрядом та електризації зважених в газі частинок[1].

При обробці забруднень, що містять тверді аерозольні забруднювачі, низьких величин відбувається проскакування (1 - 2% і менше) можна досягти, як правило, тільки двоступінчатого очищення. Для попереднього очищення можуть бути застосовані жалюзійні ґрати і циклонні апарати (іноді для невеликого обсягу забруднень - пилоосаджувальні камери), а для остаточної - пористі фільтри, електрофільтри або вологі пилоосаджувачі[1,2].

Рідкі аерозолі (тумани) можуть бути скоагульовані за допомогою зміни параметрів стану (охолодження та підвищення тиску) з метою осідання в подальшому з використанням як правило вологих способів уловлювання у вологих скруберах, пористих і електричних фільтрах, в абсорберах[1,2].

Вологі способи очищення твердих і рідких аерозолів мають істотний недолік – необхідність відокремлення уловленого забрудника від уловлюючої рідини. З цієї причини вологі способи слід застосовувати

тільки за відсутності інших методів очищення, віддаючи перевагу способам з мінімальною витратою рідини[1-4].

Неможливо вказати точні межі застосування тих або інших фізичних та хімічних процесів до якого-небудь з принципів знешкодження забруднюючих речовин або строго співвіднести їх з певними агрегатними станами останніх. Так, процеси гравітаційного і інерційного осідання дисперсної частини забруднюючих речовин можуть використовуватися і для відокремлення газів з високою щільністю, наприклад, галогенідів важких металів. В той же час процеси охолодження і конденсації, які широко використовують для відокремлення газів, застосовуються і для укрупнення субмікронних конденсаційних аерозолів[1-4].

Проблеми, що виникають при розробці та проектуванні очисних систем, тісно пов'язані із загальними законами, та конкретними закономірностями природних технологій. Можливості математичного апарату недостатні для всестороннього кількісного обліку характеристик реальних процесів. Багато чинників взаємозв'язані між собою, а результуючі залежності мають настільки складний характер, що не завжди вдається знайти логічне пояснення отриманим результатам. Тому навіть в розрахунках простих очисних пристроїв - пилоосаджувальних камер і жалюзійних ґрат, доводиться опиратися на експериментальні дані та виробничий досвід[1-4,21].

Найбільш складні для очищення забруднюючі речовини, які представляють багатофазну систему. Оскільки більшість сучасних очисних апаратів не пристосована для одночасного знешкодження дисперсних і гомогенних забрудників, то в загальному випадку подібні забруднюючі речовини повинні пройти послідовно 4 стадії обробки: попереднє і тонке очищення від аерозолу, а потім попереднє і остаточне знешкодження газоподібного забрудника. Зокрема, якщо газоподібна забруднююча речовина добре розчиняється у воді, може бути організована попередня обробка забруднень вологими способами, яка дозволить знизити концентрації як дисперсних, так і гомогенних забруднювачів[1,2].

Якщо тверді або рідкі аерозолі за елементним складом не містять інших елементів, окрім вуглецю, водню і кисню (пил рослинного походження, вовняні волокна, тумани мінеральних олій та ін.), то вони можуть бути знешкоджені в одну стадію - безпосереднім спалюванням в топках котлів та печей[1].

1.11. Способи очищення газових викидів

Дисперсні і газові забруднення нерідко є наслідком одних виробничих процесів, разом переміщуються в комунікаціях, тісно взаємодіють в очисних апаратах і атмосфері, спільно завдають збитку довкіллю і людині. Судячи із хімічного складу реальних газів, які потрапляють в повітря, та

масштабів забруднення навколишнього середовища, розробляти облаштування пилоочисників без урахування газоподібних забруднюючих речовин можливо тільки для вентиляційних забруднень механічних цехів. Забруднення практично усіх інших виробництв вимагають знищення дисперсних і газових забруднюючих речовин, причому іноді це можна зробити в одному очисному приладі[6-8].

Для знешкодження забруднюючих речовин за принципом знищення токсичних домішок разом з фізичними вдало використовуються і хімічні процеси. За допомогою останніх можна змінювати в широких межах фізичні властивості домішок (наприклад, перетворюючи початкові газоподібні забруднюючі речовини на сполуки з високою температурою кипіння) з метою полегшення їх подальшого уловлювання[1-3].

Для реалізації другого принципу знешкодження - перетворення забруднюючих речовин на нешкідливі речовини потрібно поєднати хімічні і фізичні процеси. З цією метою найчастіше використовуються процеси термічної деструкції і термічного окислення. Вони застосовуються для усіх забруднених агрегатних станів, але обмежені складом оброблюваної речовини. Термічній обробці з метою знешкодження можуть підлягати лише речовини, молекули яких складаються з атомів вуглецю, водню і кисню. Інакше установки термознешкодження переходять в розряд джерел забруднення атмосфери, і нерідко вкрай небезпечні[1,2].

Класифікація засобів знешкодження газоподібних забруднюючих речовин полягає в розділенні по вживаних процесах. В основному для газоочищення використовуються засоби хімічної технології. Тому класифікація засобів знешкодження викидів практично співпадає з класифікацією процесів і апаратів хімічної промисловості, що виробляють шкідливі речовини як відходи основного виробництва[1,2].

Для знешкодження газів, що відходять, від газо- і пароподібних токсичних речовин застосовують, адсорбційні, каталітичні, термічні і конденсаційні методи абсорбції. Методи абсорбції ґрунтуються на поглинанні газів або поглинання парів рідкими поглиначами. Адсорбційні методи ґрунтуються на поглинанні домішок твердими пористими тілами. Каталітичні методи очищення ґрунтуються на хімічних перетвореннях токсичних домішок на нетоксичні, на поверхні твердих каталізаторів. Термічні методи ґрунтуються на спалюванні горючих шкідливих домішок. У основі конденсаційних методів лежить явище зменшення тиску насиченої пари розчинника при пониженні температури[2].

Самим універсальним засобом очищення від газоподібних забруднюючих речовин на теперішній час залишається адсорбція, а найбільш універсальним адсорбентом - активоване вугілля. За допомогою адсорбції принципово можливо витягнути із джерела забруднення будь-яку забруднюючу речовину в широкому діапазоні концентрацій. Проте висококонцентровані забруднюючі речовини (орієнтовно з концентраціями

більше ніж 510 кг/м) зручніше піддавати попередній обробці (конденсацією, абсорбцією) для зниження їх концентрацій. Потрібна також попередня обробка (осушення) сильно зволжених газів[1].

На жаль, часто в якості універсального засобу очищення забруднюючих речовин розглядається термознешкодження, яким воно насправді не є. Взагалі сфера застосування термознешкодження обмежена тільки сполуками, в молекулах яких немає інших елементів, окрім вуглецю, водню і кисню. Отримати нетоксичні продукти реакції будь-яких інших сполук з киснем принципово неможливо[1].

До перспективних способів обробки великих об'ємів забруднень з невисокими концентраціями органічних газоподібних забрудників можна віднести схему термознешкодження з попередньою концентрацією забруднюючих речовин за допомогою адсорбції. Така схема може бути технічно і економічно прийнятною при початковій концентрації забруднюючих речовин вищій за 50 мг/м³. Теплоту, що виділяється при згоранні забруднюючих речовин, можна досить легко утилізувати[1].

Видаються перспективними способи обробки забруднених газів, які ґрунтуються на переведенні пароподібних забруднюючих речовин в конденсований стан і подальшій фільтрації аерозоля, що утворився. Якщо забруднюючі речовини мають невисокий тиск насиченої пари, то може бути прийнятною конденсація за допомогою підвищення тиску та зниження температури забруднюючих речовин[1].

У практиці газоочищення застосовують три основні способи очищення забруднення атмосфери від шкідливої пари і газів: абсорбція рідинами, адсорбція твердими поглиначами, каталітичні методи очищення[1,2].

Очевидно, що можливість подальшої переробки відходів засобами основної технології дуже обмежена, чим спочатку зумовлюється невисока якість очищення забруднюючих речовин. Такий підхід до проблеми вимагає істотного перегляду. Одним з дієвих кроків могло б стати включення операцій знешкодження відходів в основний технологічний процес, як лімітуючу кількість і якість продукції, що випускається[1,2].

Необмежене зростання асортименту і обсягу виробництва у сучасному світі продукції веде до ускладнення і здорожчення технологій обробки відходів. Можна припустити, що вже в найближчому майбутньому стануть цілком прийнятними за витратами методи, які використовуються сьогодні на малих виробництвах, де відбувається розділення газу за допомогою хроматографування на молекулярних ситах, центрифугування важких компонентів, термодифузії, знешкодження забруднюючих речовин плазмовою деструкцією[1,2].

1.12. Класифікація способів очищення стічних вод

Для створення замкнутих систем водопостачання промислові стічні води піддаються очищенню до необхідної якості механічними, хімічними, фізико-хімічними, біологічними і термічними методами. Вказані методи очищення розділяються на рекупераційні і деструктивні. Методи рекупераційні передбачають витягання із стічних вод і подальшу переробку усіх цінних речовин. У деструктивних методах забруднювальні речовини піддаються руйнуванню шляхом окислення або відновлення, а продукти руйнування видаляються з води у вигляді газів або опадів[6-8].

Основні методи очищення різної природи використовуються як для очищення стічної води від різних домішок, так і для очищення від розчинених домішок. У свою чергу, перша група очищення гетерогенних систем розділяється на методи очищення від грубодисперсних домішок, куди входять способи відстоювання, проціджування та фільтрації, флотації, відцентрового осадження; і на методи очищення від дрібнодисперсних домішок шляхом коагуляції, флокуляції та електрофлотації[1,2].

У першу групу також можна віднести методи усунення і знищення домішок шляхом закачування у свердловини, поховання і термічного знищення[1].

Друга група включає методи очищення води від мінеральних домішок шляхом дистиляції, іонного обміну, зворотного осмосу, електролізу; методи очищення від органічних домішок, що включають регенеративні способи екстракції, ректифікації, адсорбції, зворотного осмосу і ультрафільтрації, і деструктивні способи: біохімічні, рідкого- та парофазного окислення, радіаційного і електрохімічного окислення; а також методи очищення від розчинених газів, включаючи способи обдування, нагрівання та реагентні[1,2].

Механічні методи видалення зважених частинок із стічних вод ґрунтуються на законах гідромеханічних процесів. Фізико-хімічні методи очищення стічних вод використовують для видалення із стічних вод тонкодисперсних твердих і рідких зважених частинок, розчинних газів, мінеральних і органічних речовин. Механізми цих методів ґрунтуються на використанні законів фізико-хімічної гідромеханіки, фізичної і колоїдної хімії, електрохімії, процесів хімічної технології[1,2].

Хімічні методи застосовують для видалення розчинних речовин в замкнутих системах водопостачання. Біохімічні методи застосовують для очищення господарсько-побутових і промислових стічних вод від розчинених органічних і неорганічних речовин. Процес біохімічного очищення оснований на здатності мікроорганізмів використати забруднюючі речовини для свого живлення в процесі життєдіяльності[1,2].

Термічні методи застосовують для знешкодження стічних вод, що

містять мінеральні солі[1,2].

Вибір методу очищення вибирається з урахуванням санітарних і технологічних вимог до якості очищених води, кількості стічних вод, наявності необхідних енергетичних і матеріальних ресурсів, ефективності процесу знешкодження [1].

1.13. Методи захисту літосфери

Захист літосфери включає не лише утилізацію відходів шляхом їх розміщення на полігонах і звалищах, але і переробку рідких та твердих відходів з використанням різних методів [4].

Механічне зневоднення опадів промислових стоків може виконуватися екстенсивними і інтенсивними методами. Екстенсивні методи здійснюються в різного роду ущільнювачах, інтенсивне зневоднення і згущування виконується за допомогою фільтрування, центрифугування, гідроциклонування і тому подібне. У практиці обробки опадів промислових стічних вод найчастіше застосовуються хімічні (реагентні) методи обробки [1].

При використанні термоокислювального методу усі органічні речовини, що забруднюють стічні води, повністю окислюються киснем повітря при високих температурах до нетоксичних з'єднань. До цих методів відносять метод рідкофазного окислення, метод парофазного каталітичного окислення і полум'яний або «вогневий» метод [1].

Відносно широке поширення в області обробки опадів міських стічних вод отримала сушка (барабанні сушарки, сушка в зустрічних струменях) [1,2].

Багато процесів утилізації твердих відходів основані на використанні методів вилуговування (екстрагування), розчинення і кристалізації матеріалів, що переробляються [1].

У практиці рекуперації твердих відходів промисловості використовують методи збагачення матеріалів, що переробляються: гравітаційні, магнітні, електричні, флотації, і спеціальні [1].

При утилізації і переробці твердих відходів використовують різні методи термічної обробки початкових твердих матеріалів і отриманих продуктів: це різні прийоми піролізу, переплавки, випалення і вогневого знешкодження (спалювання) багатьох видів твердих відходів на органічній основі[1].

1.14. Методи захисту довкілля від енергетичних дій

Вибір методів захисту від енергетичних дій залежить від виду і форми прояву енергії[23].

При захисті від механічних і акустичних механічних коливань

основними методами зниження рівня їх дії є зменшення енергетичних параметрів в джерелі, оптимальна орієнтація джерела коливань відносно об'єкту дії, поглинання частини генерованої енергії коливань, зменшення енергії коливань на шляху їх поширення від джерела шляхом ізоляції, екранування і демпфування, захист відстанню і часом, проведення організаційно-технічних і соціально-реабілітаційних заходів[24,25].

Вибір методів і засобів захисту від дії електромагнітних полів і випромінювань багато в чому визначається характеристиками джерел по частоті. У число методів захисту від ЕМП в довір'ї входить захист відстанню, екранування, часткове поглинання потужності випромінювання, зниження рівня енергетичної дії шляхом розсіювання і відведення частини енергії від місця її локалізації в довір'ї[1,24-27].

1.15. Загальні принципи інтенсифікації технологічних процесів захисту довір'ї. Фізичні основи і методи опису природних екосистем, термодинамічні властивості й методи діагностики їх забруднювальних речовин

Загальні принципи інтенсифікації технологічних процесів захисту довір'ї зводяться до використання кінетичних і термодинамічних чинників, що ефективно впливають на швидкість процесу і вихід продуктів взаємодії [1,6-8].

Вибір чинників, що впливають на кінетику процесу, повинні залежати від того, в якій області (кінетичній, дифузійній, перехідній) він протікає і в якому ступені прискорює лімітуючу стадію в цих конкретних умовах його здійснення [7].

Так, для інтенсифікації процесів в кінетичному режимі доцільно змінювати температуру, тиск, концентрації реагуючих речовин, використати каталізатори, збільшувати поверхню взаємодіючих речовин [1,2].

Підвищення температури призводить до значного зростання константи швидкості реакції і використовується як потужний чинник інтенсифікації багатьох процесів [2].

Збільшення концентрації взаємодіючих компонентів досягається збагаченням початкових продуктів процесу. Цю ж роль виконує підвищення тиску газоподібних початкових продуктів реакції, збагачення дуття киснем в процесах горіння. Якщо при цьому одночасно здійснюється відведення продуктів взаємодії із зони реакції, то тим самим знижуються їх концентрація і, отже, швидкість зворотних процесів, що додатково збільшує сумарну швидкість процесу [1,2].

Сильним інтенсифікуючим чинником гетерогенних реакцій, що протікають в кінетичній області, є підвищення питомої поверхні (дисперсності) початкових речовин. Загальна швидкість реакції в цьому

випадку пропорційна площі поверхні, на якій відбувається взаємодія [1].

Така ж мета досягається при збільшенні міри однорідності розподілу речовин, їх гомогенізації, що розширює площу контакту взаємодіючих фаз. Гомогенності набувають механічним перемішуванням, вібрацією, ультразвуком, високовольтними розрядами в рідкому середовищі [1].

Прискорення реакцій за рахунок використання каталізаторів широко застосовується в хімічній промисловості і зумовлене зниженням енергії активації. Процеси в дифузійній області інтенсифікують перемішуванням взаємодіючих фаз, турбулізацією їх потоків, що сприяє прискореному протіканню найбільш повільних в даному випадку дифузійних стадій. Цього ж досягають зниженням в'язкості і щільності середовища, в якому здійснюється дифузія. Для інтенсифікації процесів в перехідній області необхідно використати як кінетичні, так і дифузійні чинники [1,2,21].

Як правило, кінетичні стадії лімітують процеси при низьких температурах, а дифузійні - при високих. У останньому випадку може змінюватися фазовий склад речовини (наприклад, вона плавиться або переганяється, різко інтенсифікуючи швидкість дифузії і процесу в цілому). Таким чином, підвищення температури слід розглядати не лише як чинник, прискорюючий процес в дифузійній області, але і як засіб перебігу гетерогенної системи в гомогенну, а твердих фаз в рідкі і газофазні, що повинно дуже істотно збільшити швидкість перетворень [1].

Вихід кінцевих продуктів в технологічних процесах в граничному випадку, тобто в положенні хімічної рівноваги, визначається константою рівноваги і активністю початкових речовин, пов'язаних з їх концентрацією. У свою чергу, константа рівноваги конкретної реакції залежить тільки від температури [21].

Відповідно до принципу Ле Шательє вихід продуктів реакції в ендотермічних процесах збільшуватиметься при підвищенні температури, а також при зростанні тиску, якщо об'єм газоподібних продуктів реакції менший, ніж об'єм початкових, і при підвищенні концентрації одного або декількох початкових речовин. В усіх випадках час досягнення рівноважного стану (максимального виходу продуктів реакції) скорочується із зростанням температури [1].

У промисловій практиці для збільшення швидкості процесу і виходу продуктів реакції використовують одночасно декілька або більшість з перерахованих чинників інтенсифікації [1].

Широкого розвитку набули також чинники інтенсифікації, основані на використанні високодисперсних, барботажні технології, що багаторазово збільшують поверхні міжфазової взаємодії, підвищення тиску дуття і збагачення його киснем, вакуумні процеси, використання багатих рудних концентратів, методи позапічної обробки розплавлення металів, тобто практично усі відомі фізико-хімічні чинники регулювання швидкості і повноти протікання технологічних перетворень [1].

РОЗДІЛ 2. ЗАХИСТ АТМОСФЕРИ

2.1. Очищення повітря від аерозольних домішок

В основу дії пиловловлюючих та сепараційних приладів покладений визначений фізичний механізм. У цих приладах застосовують наступні способи відокремлення шкідливих частинок у повітрі: осадження у гравітаційному полі, осадження під дією сил інерції, осадження в центробіжному полі, фільтрування, осадження в електричному полі, вологе газоочищення [6-8].

Гравітаційне осідання. Частинки аерозолі осідають із потоку забрудненого газу під дією сили тяжіння. Для цього необхідно створити відповідний режим руху забрудненого газу в апараті з урахуванням розмірів частинок, їх густини і т.д [1,7].

Інерційне осідання. Інерційне осідання засноване на тому, що частинки аерозолі та середовище мають значну різницю густин тому і мають різну інерцію. Частинки аерозолі, рухаючись за інерцією, відокремлюються від газового середовища [1].

Осідання в центробіжному полі. Відбувається при криволінійному русі. Під дією центробіжного поля частинки аерозолі потрапляють на периферію апарату та відбувається осідання [1].

Фільтрування. Частинки аерозолі, затримуються у вузьких каналах та порах при проходженні аерозольного потоку через фільтрувальні матеріали [1,2].

Осідання в електричному полі. Проходячи електричне поле, частинки аерозолі отримують заряд. Рухаючись до електродів протилежного знаку, вони осідають на них [1].

Вологе очищення. Змочування поверхні елементів апаратів водою або іншою рідиною приводить до затримки частинок на даній поверхні [1,2].

На практиці пилоуловлювання та сепарації аерозольних частинок знаходять застосування і інші методи: термофорез, фотофорез, збільшення частинок в акустичному полі, дія магнітного поля, біологічне очищення та ін.

В пиловловлюючих та сепараційних приладах, наряду з основним механізмом уловлювання, зазвичай використовуються і інші закономірності. Завдяки цьому загальна і фракційна ефективність апарату досягає більш високого рівня[1,2].

2.1.1. Гравітаційне осідання частинок

Робота гравітаційних пиловловлюючих приладах заснована на законах гравітаційного осідання, тобто осідання пилових частинок під дією сили тяжіння. Явище осідання має місце також в апаратах, дія яких,

головним чином, засновано н використані інших сил[1].

Розглянемо прямолінійний рівномірний рух частинки, яка підкорюється закону Ньютона. Можливі конвективні струми не враховуються.

Коли частинка рухається, вона зустрічає опір середовища, яке може бути визначене за формулою

$$F_C = \zeta_\tau S_\tau \omega_\tau^2 \rho_0 / 2, \quad (2.1)$$

де S_τ - проекція поперечного перерізу частинки на напрямок її руху, м^2 ; ρ_0 - щільність середовища, $\text{кг}/\text{м}^3$; ω_τ - швидкість частинки, $\text{м}/\text{с}$; ζ_τ - аеродинамічний коефіцієнт опору частинки[1].

Коефіцієнт опору частинки ζ_τ залежить від числа Рейнольдса $R_{e\tau}$. Для частинки у вигляді кола

$$R_{e\tau} = \omega_\tau d_\tau \rho_0 / \mu_0, \quad (2.2)$$

де μ_0 – динамічна в'язкість повітря (газу), $\text{Па} \cdot \text{с}$,

d_τ , – діаметр частинки, м [1].

Приймаючи значення ζ_τ , для випадку ламінарного руху в області $R_{e\tau} < 2$, $\zeta_\tau = \frac{24}{R_{e\tau}}$, підставимо значення його у формулу Ньютона (2.1)

$$F_C = (24 / R_{e\tau}) (\pi d_\tau^2 / 4) (\omega_\tau^2 \rho_0 / 2) = 24 \cdot \mu_0 \pi \cdot d_\tau^2 \omega_\tau^2 \rho_0 / (8 \omega_\tau d_\tau \rho_0) \quad (2.3)$$

і отримаємо

$$F_C = 3\pi\mu_0 d_\tau \omega_\tau. \quad (2.4)$$

Дана формула виражає закон Стокса: сила опору, яку випробовують твердим тілом у вигляді кола при повільному русі в необмеженому в'язкому середовищі, прямо пропорційна швидкості поступового руху, діаметру тіла та в'язкості середовища[1].

Пилові частинки малих розмірів беруть участь у броунівському русі – хаотичному переміщенню частинок під дією ударів молекул. Чим менше розмір частинки, тим більшу роль в її переміщенні грає броунівський рух.

Відповідно рівнянню Ейнштейна середнє квадратичне зміщення частинки $\sqrt{\langle \Delta x^2 \rangle}$ у часі при броунівському русі дорівнює [1]:

$$\sqrt{\langle \Delta x^2 \rangle} = \sqrt{2D_\tau t}, \quad (2.5)$$

де D_τ - коефіцієнт дифузії частинки, який характеризує інтенсивність броунівського руху, $\text{м}^2/\text{с}$.

Високодисперсні аерозольні частинки практично не осаджуються, а завдяки броунівському рухові можуть переміщуватися у будь-якому

напрямку.

Якщо розглянути рух частинки не у вигляді кола, то у розрахункових формулах значення ς_τ множиться на динамічний коефіцієнт форми χ , замість d_τ вводять еквівалентний діаметр:

$$\chi = d_\gamma^3 / d_\tau^3, \quad (2.6)$$

де d_γ - еквівалентний діаметр частинки, дорівнює діаметру кола, об'єм якого дорівнює об'єму даної частинки[1].

В русі частинки, яка осідає під дією сили тяжіння в нерухомому середовищі, можна розрізнити три стадії: початковий момент падіння; рух із збільшенням швидкості до того моменту, поки сили опору та сили тяжіння не врівноважується; рівномірний рух з постійною швидкістю. Перші дві стадії мають малу тривалість[1-4].

Якщо швидкість повітря дорівнює швидкості осідання та направлена проти неї, то швидкість осідання частинки пилу у повітрі дорівнює нулю[1].

Швидкість повітря у потоці, при якому частинка нерухома (або утворює коливальні рухи), називається швидкістю витання. Таким чином, стала швидкість осідання частинки пилу у нерухомому повітрі дорівнює швидкості її витання[1].

Поняття «швидкість витання» важливо для систем та приладів, в яких відбувається переміщення газоподібного середовища із зваженими в ній частинками[1].

2.1.2. Відцентрове осідання частинок

Даний метод відокремлення частинок аерозолів від повітря (газу) значно ефективніше за гравітаційне осідання, так як центр обіжна сила, яка виникає набагато більше, ніж сила тяжіння. Центробіжна сепарація може застосовуватися по відношенню до більш мілких частинок[1,2].

Швидкість центробіжного осідання круглої частинки можна визначити, порівнявши центробіжну силу F_σ , яка виникає при обертанні пилегазового потоку, силі опору середовища по закону Стокса[1]:

$$F_\sigma = m_\tau \omega_\omega^2 / r, \quad (2.7)$$

де m_τ - маса частинки; ω_ω - швидкість обертання потоку навколо нерухомої осі; r - радіус обертання потоку. Звідси, швидкість осідання частинки в центр обіжному полі з урахуванням сили опору середовища

$$\omega_\tau = \tau_p (\omega_\omega^2 / r). \quad (2.8)$$

Швидкість осідання ω_x під дією центробіжної сили більше, ніж швидкість гравітаційного осідання, в $(\omega_\omega^2 / r)g$ раз.

В апаратах, заснованих на використанні центробіжної сепарації, можуть застосовуватися два принципові конструктивні рішення[1]:

- потік аерозолію обертається в нерухомому корпусі апарату;
- потік рухається у обертальному роторі.

Перше рішення застосоване в циклонах, друге – в ротаційних пиловловлювачах.

Уловлювання частинок аерозолію у циклонних апаратах засновано на використанні центробіжних сил. Під дією центробіжної сили, яка виникає при обертальному русі потоку, аерозольні частинки переміщуються радіально до стінок циклону. Зважені частинки відокремлюються від повітря в основному при переході потоку у вихідний, що відбувається в конічній частині корпусу. Потік, продовжуючи рух у корпусі циклону, повертаючи на 180° , входить у вихлопну трубу і, рухаючись в ній по спіралі, виходить із циклону. Частинки, які відокремились від потоку, потрапляють через нижній випускний отвір в бункер[1-3].

У циклоні створюються два вихрових потоки: зовнішній та внутрішній. Процеси, які відбуваються в циклоні, достатньо складні і залежні від багатьох факторів, тому при теоретичних розрахунках приходить робити багато припущень та спрощувати[1,2].

2.1.3. Інерційне осідання частинок

Аерозольні частинки, які рухаються в потоці під дією великої інерції не сліднують за потоком, а намагаються зберегти попередній напрямок руху, рухаючись у якому осідають на стінках, перегородках, сітках та ін. елементах апарату[1,2].

При обтіканні твердого тіла (або каплі) запиленним потоком частинки внаслідок великої інерції продовжують рухатися поперек зігнутих ліній струму газів та осідають на поверхні тіла[1].

Коефіцієнт ефективності інерційного осідання визначається долею частинок, які покинули потік при зміні їх напрямку руху внаслідок обтікання ними різного роду перешкод. Якщо рух частинки здійснюється в області, де закон Стокса не застосовується, необхідно ввести поправку, яка враховує відношення істинної сили опору до стокового опору[1].

Критерій Стокса є єдиним критерієм інерційного осідання.

При умові, що критерій Стокса дорівнює нулю (у частинок з нескінченно малою масою) частинка прямує по лінії струму, не торкаючись поверхні обтікаємого тіла. Очевидно, що таке ж явище буде спостерігатися навіть при достатньо малих значеннях критерію Стокса[1,2].

Існує визначене мінімальне, так зване критичне значення Стокса, при

якому інерція частинки є достатньою, для того щоб подолати захоплення її газовим потоком, і вона досягає поверхні тіла.

Теорія інерційного осідання розглядає осідання частинок на фронтальній (передній) частині обтікаємого тіла та не враховує їх осідання на задній поверхні тіла, яке може відбуватися за рахунок турбулентних пульсацій газового потоку. Це явище є суттєвим при малих значеннях критерію Стокса, тобто при уловлюванні субмікронних частинок пилу[1,2].

Із збільшенням значення критерію R_{ex} при переході до турбулентного потоку на поверхні обтікаємого тіла утворюється граничний шар, товщина якого зменшується в міру зростання критерію R_{ex} . При значеннях R_{ex} більше критичного ($R_{ex} > 500$) лінії потоку сильніше вигинаються (потенційне обтікання) і обтікають тіло на більш близькій від нього відстані, в результаті чого при цьому значенні критерію Стокса ефективність осідання буде вищою. Цей зріст ефективності буде продовжуватися із зменшенням товщини граничного (ламінарного) шару навколо тіла, тобто із збільшенням критерію $Re_{\text{ч}}$. Таким чином, при потенціальному обтіканні ефективність осідання залежить як від критерію Стокса, так і від критерію R_{ex} [1,2].

Найбільш складний характер набуває граничний шар при турбулентному потоці. Тому краще розглядати тільки системи з однаковим значенням критерію R_{ex} або системи, в яких режим руху потоку наближається до автомобельного, і критерій R_{ex} можна не враховувати при розрахунках[1,2].

2.1.4. Фільтрування аерозолів

Для тонкого очищення газів від частинок та крапельної рідини застосовують процес фільтрування. Фільтрування заключається у пропусканні аерозолію через фільтрувальні перегородки, які допускають проходження повітря, але затримують аерозольні частинки[4].

У фільтр потрапляє забруднений газ, частинки суміші осідають на вхідній частині волокнистої перегородки (*фільтроелемент*) і затримуються у порах між волокнами, утворюючи на поверхні перегородки шар[1,3].

Фільтрування запиленого потоку через шар пористого матеріалу – складний процес, що виконує ефект сита, інерційного зіткнення, броунівської дифузії, зчеплення, дія гравітаційних та електричних сил[1-3].

При наближенні частинки до волокна діє декілька механізмів, які можуть привести до її уловлювання[1,2]:

- 1) торкання;

- 2) інерційний захват;
- 3) дифузія;
- 4) електростатичне осідання;
- 5) термофорез;
- 6) гравітаційне осідання;
- 7) ефект сита.

Осідання частинок на поверхні пор фільтруючого елементу відбувається в результаті дії ефекту зчеплення, а також дифузійного, інерційного та гравітаційного механізмів. Пил при фільтруванні в основному затримується в результаті зіткнення частинок з волокнами та нитками фільтрувального матеріалу і присипанню частинок до волокна[1].

Торкання. Частинка переноситься вздовж лінії струму газу до нитки чи волокна. Якщо частинка рухається біля перешкоди на відстані менше свого радіуса, то вона торкається перешкоди і захоплюється[1].

Інерція. Частинка знаходиться на лінії потоку, по якій би вона пройшла минаючи перешкоду, не торкаючись його, але під дією інерції частинка зходить з початкової лінії. У результаті вона зіштовхується із перешкодою. Чим більша частинка, тим більша її інерція, кращі умови для захоплення. При звичайних швидкостях течії у фільтрах цей механізм мало ефективний для частинок діаметром менше мікрметра[1].

Дифузія. Частинка настільки мала, що її траєкторія стає хаотичною із-за броунівського руху. Захоплення може відбутися, якщо випадкове відхилення приводить частинку до волокна. Цей механізм стає найбільш важливим, коли розмір частинки менше 0,1 мкм[1].

Електростатичне осідання. Частинка і перешкода мають заряди протилежних знаків, в результаті чого частинка притягується до перешкоди[1].

Термофорез. Частинка зміщується до перешкоди під дією градієнта температури[5].

Гравітаційне осідання. Частинка зміщується з лінії потоку, і проходить повз перешкоду, до самої перешкоди під дією притягання між частинкою і волокном або під дією земного тяжіння. Цей ефект дуже малий[1].

Ефект сита. Частинка затримується із-за того, що дуже велика, щоб пройти через дану пору або канал[1].

Можливості осідання за рахунок ефекту сита, особливо при проходженні потоку через чисту тканину, обмежені, тому що в більшості випадків розміри частинок значно менші за розміри пор[1].

Процес фільтрування в найбільш розповсюджених волокнистих фільтрах можна представити, як рух частинки поблизу ізольованого циліндра (із волокнистого матеріалу), який розташований в поперек потоку[1,2].

Проходячи через фільтруючу перегородку, потік газу розділяється

на тонкі неперервно роз'єднуючі та з'єднуючі струйки. Частинки, які мають інерцію, намагаються переміщуватися прямолінійно, зіштовхуються із волокнами, і утримуються ними. Вважають, що потік має безвихровий рух, а частинки – сферичну форму, частинки при зіткненні із циліндричними волокнами на їх поверхні затримуються силами міжмолекулярної взаємодії. Відстань між циліндричними волокнами більш значні у порівнянні з розмірами частинок[1].

При русі потоку через фільтрувальний матеріал газ огинає волокна, більш крупні частинки пилу під дією сил інерції зберігають попередній прямолінійний напрямок руху і, зіштовхуючись з волокнами, захоплюються і прилипають до них. Такий механізм характерний для захоплення крупних частинок і проявляються сильніше при збільшенні швидкості фільтрування[1].

При осіданні однієї частинки на ізольованому волокні торкання, інерція і дифузія, ймовірно, є найбільш важливими механізмами. Гравітація і термофорез зазвичай не суттєві, електричні сили можуть відігравати і незначну роль і дуже важливу. Ефект сита не використовується[1].

У випадку фільтрів із тканини значна частина процесу уловлення протікає в шарі частинок, які осідають на лобовій поверхні фільтру. Звичайні механізми – торкання, інерція і дифузія, діють лише протягом невеликої частини всього циклу фільтрації. Як тільки після очищення фільтру утворюється новий шар осаду, домінуючим механізмом стає ефект сита[1,2].

Розмір частинок грає важливе значення при зчепленні та захопленні частинки за рахунок торкання ними поверхні обтікаємого тіла. Якщо знехтувати інерційними ефектами і вважати, що частинка точно слідує у відповідності з лініями потоку, то частинка осідає не лише в тому випадку, коли її траєкторія буде пересікатися з поверхнею тіла, але і у випадку пересікання лінії потоку на відстані від поверхні тіла, що дорівнює її радіусу. Таким чином, ефективність зчеплення вище нуля і тоді, коли інерційне осідання відсутнє[1,2].

Потрібно врахувати, що на шляху руху запиленого потоку розташовано декілька рядів волокна, що значно підвищує загальну ефективність осідання.

Електростатичний механізм захоплення пилинок проявляється, коли волокна несуть заряди або поляризовані зовнішнім електричним полем[1].

Визначений вплив на процес фільтрації можуть мати електричні сили, особливо при застосуванні діелектричних фільтрувальних волокнистих матеріалів із суміші вовни і синтетичних матеріалів, а також діелектричних насипних матеріалів.

По мірі осідання частинок на фільтрувальному матеріалі зменшується

розмір пор і утворюються шар пилу з порами значно меншими, ніж в запиленому фільтрувальному матеріалі. Власним робочим шаром при фільтрації є фільтрований матеріал з осілими на ньому пиловими частинками. Він і визначає ефективність очищення. При відкладенні пилу зростає гідравлічний опір, зменшується продуктивність фільтру. При досягненні деякого значення опору пил періодично знищують. Цей процес називається регенерацією фільтру[1].

Гідравлічний опір шару пилу, який осів можна визначити за формулою Козені-Кармана (Па) [1]:

$$\Delta P = k_c \mu_0 v_0 G (1 - m_{\Pi}) / (d_{\chi}^2 m_{\Pi} \rho_{\chi}), \quad (2.9)$$

де k_c - коефіцієнт, який приймається для пилу з діаметром частинок $d_{\chi} < 6$ мкм; G - маса пилу, яка знаходиться в порах фільтрованого матеріалу, віднесена до одиниці площі фільтру, $кг/м^2$; m_{Π} - пористість шару пилу, дорівнює $m_{\Pi} = (\rho_{\chi} - \rho_H) / \rho_{\chi}$, тут ρ_{χ} - щільність частинок, $кг/м^3$; ρ_H - щільність насипного шару, $кг/м^3$; d_{χ} - діаметр частинки пилу, $м$.

В реальних умовах процес осідання пилових частинок в фільтрах супроводжується коагуляцією частинок та відповідною зміною проникності шару, а також ефективності фільтру. Із-за складності процесу у фільтрах практично неможливо визначити вплив всіх факторів на параметри фільтрації.

2.1.5. Вологе газоочищення

Процес вологого пиловловлювання заснований на контакті запиленого газового потоку з рідиною, яка захоплює частинки і видаляє їх з апарату у вигляді шламу.

Технологічний аналіз, який веде до розробки моделей функціонування газоочисних приладів, базується на уявленнях про механізми процесів. Механізми процесів – це основні варіанти контактів газ-рідина, при яких відбувається видалення частинок із газу. Існують наступні механізми процесів[1,2]:

- 1) уловлювання краплями рідини, які рухаються через газ;
- 2) уловлювання циліндрами;
- 3) уловлювання плівками рідини;
- 4) уловлювання в бульбашках газу;
- 5) уловлювання при ударі газового потоку об рідину або тверду поверхню.

При кожному апаратному механізмі частинки відокремлюються від газу завдяки одному або декількох механізмів уловлювання: гравітаційної седиментації, центробіжному осіданню, інерції і торканню, броунівській дифузії, термофорезу, дифузіїорезу, електростатичному осіданню. Швидкість осідання може бути збільшена завдяки збільшенню розмірів

частинок в результаті агломерації та конденсаційного зростання[1-4].

При обтіканні газопиловим потоком круглої краплини рідини, траєкторії руху газу і пилових частинок розходяться внаслідок різної величини сили інерції, яка діє на газ і на частинки з різною масою. Крупні частинки в меншій мірі, ніж газ, змінюють свій напрямок при підході до краплі і осідають на неї. Схема близька до процесу інерційного та фільтраційного осідання частинок на елементах волокнистого фільтра, які мають циліндричну форму. Пояснюється це тим, що в цих випадках розглядається двофазний потік і діють сили інерції[1,2].

Ефективність інерційного осідання пилових частинок на краплі рідини, залежить від критерію Стокса. Дія сил інерції реально проявляється у відношенні частинок, які мають діаметр більший ніж 1мкм [1].

Крім інерційного осідання, на краплях має місце дифузійне осідання, під дією електростатичних сил.

2.1.6. Осідання частинок в електричному полі

Осідання у газах твердих і рідких частинок під дією електричного поля має переваги у порівнянні з іншими способами осідання. Дія електричного поля на заряджену частинку визначається величиною її електричного заряду. При електроосіданні частинкам невеликих розмірів вдається отримати значний електричний заряд і, завдяки цьому, відбувається процес осідання дуже маленьких частинок, який неможливо провести під дією сили тяжіння або центробіжної сили.

Принцип електричного очищення повітря від частинок заключається в зарядженні частинок з послідовним їх видаленням із середовища під дією електричного поля.

Фізична сутність електроосідання заключається у тому, що газовий потік, завчасно іонізують, при цьому частинки, які знаходяться в цьому газі набувають електричний заряд. Зарядження частинок у полі коронного розряду відбувається під дією електричного поля та в результаті дифузії іонів. Максимальна величина заряду частинки розміром більше 0,5 мкм пропорційна квадрату діаметру частинки, а частинок розміром менше 0,2 мкм – діаметру частинок[1].

При звичайних умовах більша частина молекул газу нейтральна, тобто не несе електричного заряду; внаслідок дій різних фізичних факторів в газі завжди є деяка кількість носіїв електричного заряду. До таких факторів відноситься сильне нагрівання, радіоактивне випромінювання, тертя, бомбардування газу електронами, які швидко рухаються або іонами.

Іонізація газу відбувається двома способами[1,]:

- 1) *самостійно*, при достатньо високій різниці потенціалів на електродах;
- 2) *несамостійно* – в результаті дії випромінювання радіоактивних

речовин, рентгенівських променів.

У промисловості електроосідання зважених частинок із газу проводиться таким чином, що газовий потік направляється в середину трубчатих позитивних електродів, які заземляються. В середині трубчастих електродів натягуються тонкі дротові або стержневі електроди, які є катодами[21].

Якщо в електричному полі між електродами створити визначену напругу, то носії зарядів, тобто іони і електрони, отримують значне прискорення, і при їх зіткненні з молекулами відбувається іонізація молекул. Іонізація заключається у тому, що з орбіти нейтральної молекули вибивається один або декілька зовнішніх електронів. В результаті відбувається перетворення нейтральної молекули в позитивний іон та вільні електрони.

В результаті ударної іонізації іони та вільні електрони під дією поля також отримують прискорення і іонізують нові молекули. Таким чином, процес має лавинноутворюючий характер. Однак по мірі віддалення від коронуючого електроду напруженість електричного поля вже недостатня для підтримання високих швидкостей, і процес ударної іонізації поступово затухає.

Носії електричних зарядів, переміщуючись під дією електричного поля, а також в результаті броунівського руху, зіштовхуються з пиловими частинками, зваженими в газовому потоці, який проходить через електрофільтр, і передають їм електричний заряд.

При іонізації утворюються, як позитивні так і негативні іони: позитивні іони залишаються поблизу «корони» у катода, а від'ємні направляються з більшою швидкістю до аноду, зустрічаючи і заряджаючи на своєму шляху зважені в газі частинки[1].

Більша частина зважених частинок, які проходять в міжелектродному просторі, отримує заряд, протилежний знаку осаджувальних електродів, переміщується до цих електродів і осідає на них. Деяка частина пилових частинок, які знаходяться у сфері дії корони, отримує заряд, протилежний знаку коронуючого електрода, і осідає на цьому електроді[1].

Якщо створити на електродах різницю потенціалів (4 - 6)кВ/см, та забезпечити щільність струму (0,05 - 0,5)мА/м довжини катода, то запилений газ при пропусканні його між електродами майже повністю звільниться від зважених частинок[1]. Для характеристики електричного поля застосовують фізичну величину – напруженість поля E . Напруженістю в будь-якій точці електричного поля називають силу, з якою це поле діє на одиночний позитивний заряд, поміщений в цю точку.

Коронний розряд виникає при визначеній напруженості поля. Ця величина називається критичною напруженістю і для від'ємної полярності електрода може бути визначена за імперичною формулою[1]:

$$E_{кр} = 3,04 \left(\beta + 0,0311 \cdot \sqrt{\frac{\beta}{r}} \right) \cdot 10^6 \quad (2.10)$$

де r - радіус електрода; β - відношення густин газу в робочих умовах до газу в стандартних умовах ($t = 20^\circ C$, $p = 1,013 \cdot 10^5 \text{ Па}$):

$$\beta = \frac{B \pm p_r (273 + 20)}{1,013 \cdot 10^5 (273 + t)}, \quad (2.11)$$

тут B - барометричний тиск; p_r - величина розрідження або абсолютного тиску газів; t - температура газів.

Формула (2.10) призначена для повітря, але з деяким приближенням може застосовуватися і для димових газів.

Величина заряду q , якого набуває провідна частинка сферичної форми під дією електричного поля, розраховують за формулою [1]:

$$q = 3 \cdot \pi \cdot d_q^2 \cdot \varepsilon \cdot E, \quad (2.12)$$

де ε - діелектрична проникність середовища; d_q - діаметр частинки; E - напруженість електричного поля коронного розряду. Величина заряду, якого набуває електропровідна частинка[1]:

$$q = \frac{3\varepsilon_q}{\varepsilon_q + 2} \cdot \pi \cdot \varepsilon \cdot d_q^2 \cdot E, \quad (2.13)$$

де ε_x - відносна діелектрична проникність частинки.

Граничний заряд частинки діаметром більше 1 мкм визначають за формулою[1]:

$$q_{пред} = n \cdot e = 0,19 \cdot 10^{-9} \cdot r^2 \cdot E, \quad (2.14)$$

де n - число елементарних зарядів; e - величина елементарного заряду; r - радіус частинки; E - напруженість електричного поля. Формула (2.14) безпосередньо застосовується, якщо діелектрична проникність речовини пилу дорівнює 2,5.

Пил з малою електричною провідністю викликає явище зворотної «корони», яке супроводжується утворенням позитивно заряджених іонів, частково нейтралізуючих від'ємний заряд частинок, внаслідок цього вони втрачають можливість переміщуватися до осаджувального електрода та осідати. На провідність пилу впливає склад газу та пилу. З підвищенням вологості газів питомий електричний опір пилу знижується. При високих

температурах газу знижується електрична упру гість міжелектродного простору, що призводить до погіршення уловлювання пилу. В електрофільтрові зарядка частинок відбувається дуже швидко[1].

Швидкість руху зважених частинок, отримавши заряд, залежать від розміру частинок та гідравлічного опору газового середовища.

Час осідання можна знайти із рівняння[1]:

$$\omega_{\tau} = \frac{dx}{d\tau}, \tau_0 = \int_{R_1}^R \frac{dx}{\omega_{\tau}}, \quad (2.15)$$

де R - відстань від осі електрода до поверхні осаджувального електрода; R_1 - радіус електрода. Величина ω_x змінюється із зміною величини x .

2.1.7. Термофорез частинок аерозолів

Термофорезом називають явище відштовхування частинок нагрітими тілами. Відбувається під дією сил із сторони газоподібної фази на зважені в ній нерівномірно нагріті частинки. Дія сил в значній мірі залежить від відношення розміру частинки d_{τ} до середньої довжини вільного пробігу молекул газу, ℓ , [1,2].

Термофоретична сила виникає в наслідок того, що від більш нагрітої сторони частинки молекули газу відлітають із більшою швидкістю, ніж від менш нагрітої сторони, і таким чином передають частинкам імпульс у напрямку зниження температури[1,2].

Термофорез немає застосування в промислових цілях. Але дію термофорезу ми спостерігаємо на практиці. Так, відбувається осідання пилу на зовнішніх стінках навпроти приладів центрального опалення. Небажаним є осідання частинок, зважених в гарячих газах, на холодних стінках котлів та теплообмінювачів. Шар, який утворився має низьку теплопровідність, що приводить до погіршення теплотехнічних характеристик апаратів.

Часним випадком термофорезу є фотофорез, який виникає внаслідок нерівномірного освітлення сторін тіла, а відповідно їх нагрівання[1].

2.2. Очищення газових забруднюючих речовин

Газові забруднюючі речовини, як і аерозольні, забруднюючи атмосферне повітря, значно погіршують його якість, а в ряді випадків роблять його непридатним для існування в ньому людей[7].

В результаті розвитку техніки та удосконалення технологічних процесів з'яляються нові види речовин, які потрапляють в атмосферу. В той же час відбувається модернізація існуючого та розробка нових видів технологічного обладнання, в якому здійснена повна герметизація,

автоматизація, дистанційне керування. Розвивається безвідходна технологія, при якій виключається потрапляння шкідливих газів в атмосферу, виникають нові методи очищення повітря від шкідливих газів та парів, розробляється і застосовується нове технологічне обладнання, в склад якого входять вбудовані агрегати для знищення шкідливих речовин. Все це вселяє надію, що недалеко той час, коли практично всі технологічні процеси стануть безвідходними[1,2].

При очищенні шкідливих речовин від газових забруднюючих речовин доводиться вирішувати одночасно ряд проблем, пов'язаних із тим, що в шкідливих речовинах, які містять шкідливі пари та газів, знаходяться також аерозолі – пил, сажа; шкідливі речовини у ряді випадків нагріті до високих температур, забруднюючих речовин, які знаходяться в них, багатокомпонентні, і їх необхідно піддавати різним методам очищення витрата шкідливих речовин за часом непостійна, змінюється концентрація в них різних шкідливих речовин. Все це, звичайно, ускладнює очищення, потребує прийняття в кожному окремому випадку відповідних рішень[1,2].

2.2.1. Абсорбція газових домішок

Деякі рідини та тверді речовини при контакті з багатокомпонентним газовим середовищем можуть вибірково вилучати із нього окремі інгредієнти та поглинати їх.

Абсорбцією називається явище переносу компонентів газової суміші в об'єм конденсованою фази. При абсорбції відбувається вибіркоче поглинання одного або декількох компонентів із об'єму конденсованої газової суміші рідкими поглиначами[1].

Зворотний процес, тобто видалення із об'єму конденсованої рідини поглинутих молекул газу, називається *дегазацією* або *десорбцією*[1].

Речовина, яка знаходиться в газовій фазі і при абсорбції не переходить у рідку фазу, називають *газом-носієм*, речовина, в якій відбувається розчинення абсорбуємих компонентів, називають *розчинником*, речовина, яка знаходиться в газовій фазі і при абсорбції переходить у рідку фазу, тобто поглинений компонент, називають абсорбтивом, поглинаюча речовина в об'ємі поглиначи – *абсорбатом*[1].

Абсорбат утримується в абсорбенті, рівномірно розподіляючись серед його молекул, в результаті розчинення або хімічної реакції.

Процес, який завершується розчиненням абсорбату в поглиначеві, називають фізичною абсорбцією. При фізичній абсорбції відбувається фізичне розчинення абсорбуємого компонента в розчиннику, при цьому молекули абсорбенту і молекули абсорбтива не вступають між собою в хімічну взаємодію[1,2].

Іноді розчинений газ вступає в хімічну реакцію безпосередньо з самим розчинником. Процес, який супроводжується хімічною реакцією

між поглинаючим компонентом і абсорбентом, називають *хімічною абсорбцією* (далі *хемосорбцією*). При хемосорбції абсорбуємий компонент вступає в хімічну реакцію з поглиначем, утворюючи нові хімічні зв'язки в рідкій фазі[1,2].

Абсорбція представляє процес хімічної технології, включаючи масоперенос між газовим компонентом і рідким розчинником, який відбувається в апараті для контактування газу з рідиною. Апарати, в яких відбувається процес абсорбції, називають *абсорбери*[1,2].

Швидкість абсорбції залежить від ряду факторів, головним чином, тиску та температури. Із зростанням тиску і температури швидкість абсорбції підвищується.

Процес, зворотний абсорбції, називається *десорбцією*. Якщо змінюються умови, наприклад, відбувається зниження тиску над рідиною або зниження температури, процес стає зворотним і відбувається виділення газу із рідини. Таким чином, може відбуватися циклічний процес абсорбції-десорбції. Це дозволяє виділити поглинений компонент. Використовуючи абсорбцію і десорбцію, можна багаторазово використовувати майже без втрат рідкий поглинач в замкнутому контурі апаратів: абсорбер-десорбер-абсорбер (циклічний процес), виділяючи поглинутий компонент у чистому вигляді[1,2].

Абсорбційну очистку шкідливих речовин в атмосфері застосовують для видалення цінного компоненту із газу, і для санітарного очищення газу.

Абсорбція – найбільш розповсюджений процес очищення газової суміші в багатьох галузях.

Для більш повного вилучення компонента із газової суміші при фізичній абсорбції необхідно використовувати принцип протитоку з неперервною подачею в абсорбер свіжого розчину[1].

Для багаторазового використання поглинач піддають регенерації, при цьому із нього вилучають абсорбтив, який реалізують у вигляді сировини для інших процесів або цільового товарного продукту[1].

Якщо вилучений компонент не являє ніякої цінності або процес регенерації пов'язаний з великими труднощами, то поглинач використовують одноразово і після відповідної обробки зливають в каналізацію.

Схема абсорбційної установки приведена на рис.2.1. Абсорбційна система може бути простою, в якій рідина застосовується лише один раз і видаляється із системи без відокремлення абсорбованого забруднення. В іншому варіанті забруднення відокремлюють від абсорбуючої рідини, виділяючи її у чистому вигляді. Потім абсорбент знову подають на стадію абсорбції, знову регенерують і повертають в систему. Регенерацію поглиначів проводять фізичними методами: підвищенням температури, зниженням тиску або разом вказаних параметрів. Крім регенерації

абсорбента за допомогою випаровування (десорбції) можливе видалення абсорбованих забруднень шляхом осідання і відстоювання, шляхом їх хімічного руйнування в результаті нейтралізації, окислення, відновлення або гідролізу, а також екстракцією, рідкою адсорбцією та іншими методами [1,2].

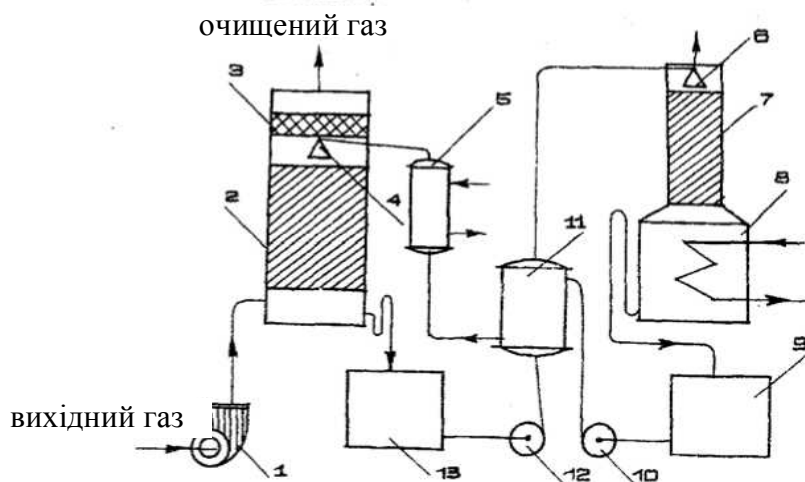


Рис. 2.1. Схема абсорбційної установки[1]:

1 - вентилятор; 2 - абсорбер; 3 - брызговідбійник;
4,6 - зрошувачі; 5 - холодильник; 7 - десорбер; 8 - куб десорбера;
9,13 – ємність для абсорбенту; 10,12 - насоси; 11 – теплообмінник-рекуператор

2.2.2. Розчини газів в рідинах

За своєю природою і властивостями розчинів газів у рідині нічим не відрізняється від інших рідких розчинів. Зазвичай концентрація газів в них незначна, і розчини є розчиненими. Винятки становлять системи, в яких розчинність газів дуже значна в наслідок їх хімічної взаємодії з розчинником, наприклад аміаку або хлористого водню з водою. Розчинність газів, незалежно від виду газу і розчинника, більшою мірою залежить від температури і тиску[1,2].

Вплив тиску при не дуже високих його значеннях достатньо добре виражається законом Генрі: при сталій температурі розчинність газу в розчиннику прямо пропорційна тискові цього газу над розчином. Як правило, розчинення газів у воді відбувається з виділенням тепла і із зменшенням об'єму, тому у відповідності з принципом Ле Шательє при підвищенні температури їх розчинність знижується[1,2].

Але в деяких випадках, коли розчинність супроводжується не виділенням, а поглинанням тепла, зростання температури приводить до збільшення розчинності газу.

Явище розчинення газів в рідині використовується в різних процесах, а саме в абсорбційних методах очищення газів, які відходять на промислових підприємствах, при сатурації і для вилучення окремих частинок газової суміші рідкими поглиначами.

Застосування абсорбції особливо ефективно при значних концентраціях газових забруднень. Можливе застосування розчинників навіть при низьких концентраціях, коли розчинність газу в рідині дуже висока. Дуже часто в якості розчинника використовується вода. Для поглинання газів, які погано розчиняються у воді, можна застосовувати малолеткі розчинники з низьким тиском пару, наприклад, вуглеводи[1,2].

В якості абсорбенту можна використовувати будь-яку рідину, яка розчиняє вилучений компонент. Для застосування в промислових масштабах абсорбент повинен відповідати ряду вимог, серед них: необхідна поглинаюча можливість (абсорбційна ємність), висока селективність по відношенню до поглинаючого компонента, невисока летючість, невелика в'язкість, здатність до регенерації, бути термохімічно стійким, не проявляти корозійну активність, доступність і невисока ціна. Бажано, щоб поглинаючий розчин мав більш високу, ніж вода, температуру кипіння[1,2].

Так як абсорбента, відповідного всім потребам, немає, зупиняються на поглиначеві, який задовольняє конкретним умовам.

При фізичній абсорбції зазвичай використовують в якості абсорбента воду, а також органічні розчинники і неорганічні, які не реагують з вилученими компонентами і їх водними розчинами.

Вода — дешевий і доступний абсорбент для очищення великих об'ємів газу. В якості абсорбентів для очищення шкідливих речовин на практиці використовують тільки крапельні рідини. Вибір абсорбенту залежить від ряду факторів; головним серед них є здатність поглинати забруднюючі речовини із газової фази[1,2].

При хемосорбції в якості абсорбенту використовують водні розчини солей, органічні речовини і водні суспензії різних речовин. При використанні води абсорбуємий газ повинен достатньо добре розчинятися в ній при даній температурі в системі газ-рідина[1,2].

Недоцільно використовувати воду для очищення шкідливих речовин з нерозчинними в ній органічними сумішами. Подібні забруднювачі як правило добре поглинаються органічними рідинами, серед яких можуть використовуватися як абсорбенти, тобто речовини, які мають високу температуру кипіння так і етанолами та важкі вуглеводи (мінеральні масла) [1].

Абсорбція органічним розчинником більш ефективна для видалення органічних газоутворюючих забруднюючих речовин, так як в цьому випадку забезпечується добра розчинність.

До обробки органічним абсорбентом із шкідливих газів необхідно

видалити дисперсні суміші, інакше абсорбент швидко забруднюється і стає відходом, і очищенню практично не піддається[1].

Органічні абсорбенти повинні мати низький тиск насичених парів при температурі процесу. Розчинники з недостатньо низькою пружністю парів будуть інтенсивно випаровуватися і забруднювати гази які обробляються. Крім того, абсорбент, який має низьку температуру кипіння, важко регенерувати, тому що і вилучити уловлювану речовину нагріванням неможливо[2].

На інтенсивність переходу забруднювача із газової фази в рідку великий вплив дає температура і тиск процесу, а також спосіб організації контакту фаз. Із зростанням тиску і зниженням температури швидкість абсорбції збільшується. Абсорбенти, які працюють при від'ємних температурах, прийнято називати холодоносіями, а процес абсорбції, який протікає в таких умовах – контактною конденсацією[2].

2.2.3. Рівновага в процесах абсорбції

Перенесення компонентів в фазах, які знаходяться поблизу одна біля одної, для досягнення між ними динамічної рівноваги. Явище, яке відбувається при абсорбції на межі розділу фаз, описують на основі двохплівкової теорії Уїтмена, відповідно якій зміна концентрацій перехідної речовини відбувається в тонких при поверхневих шарах плівки газу і конденсованої речовини [2].

Вважають, що у граничних плівках конвекція відсутня, і масоперенос виконується виключно за рахунок молекулярної дифузії, в той час, як перенос із об'єму газу до плівки і від плівки в об'єм конденсованої фази відбувається дуже швидко (за рахунок турбулентної дифузії). Тому концентрація перехідного компонента в об'ємі газової фази і в об'ємі вважаються постійними. Перенесення продовжується до досягнення рівноваги, при якій хімічні потенціали перехідного компонента в газовій і конденсованій фазах вирівнюються [1,2].

Таким чином, стан рівноваги – це такий момент масообмінного процесу, при якому швидкості переходу речовини із однієї фази в іншу і назад рівні. Але це все не означає рівність концентрацій в фазах.

При абсорбційному очищенні газів, концентрації уловлених сумішей, зазвичай невеликі, що дозволяє розглядати систему як слабо концентровану. Концентрації, відповідні за рівновагу фаз, тобто рівноважні концентрації в газовій і конденсованій фазах, для таких систем достатньо точно визначаються законами Рауля і Генрі [1,2].

Із зростанням температури розчинність газів в рідинах зменшується. Аналіз та розрахунок процесу абсорбції зручно проводити, виражаючи концентрації розподіленого газу у відносних одиницях, так як в цьому випадку розрахункові значення потоків газової і рідкої фаз сталі [1,2].

До факторів, які покращують розчинність газів в рідинах, відносяться підвищений тиск та знижена температура, а до факторів, які сприяють десорбції – знижений тиск, підвищена температура та додавання до абсорбенту добавок, які зменшують розчинність газів у рідинах [1,2].

Якщо абсорбція ведеться без відводу тепла або з неповним цього відводом, температура процесу підвищується із-за видалення тепла при розчиненні газу в рідині.

2.2.4. Матеріальний баланс абсорбції

З урахуванням кількості компонентів в фазах рівняння матеріального балансу запишеться у вигляді[1]:

$$G_H \cdot y_H + L_H \cdot x_H = G_K \cdot y_K + L_K \cdot x_K$$

де G_H , G_K - витрата газової фази на вході в абсорбер і виході із нього; x_H , x_K - концентрація розподіленого компоненту в рідкій фазі на вході в абсорбер і виході із нього; L_H , L_K - витрата абсорбенту на вході в абсорбер і виході із нього; y_H , y_K - концентрація розподіленої речовини в газовій фазі на вході в абсорбер і виході із нього.

$$G(Y_1 - Y_2) = L(X_1 - X_2), \quad (2.20)$$

або у вигляді

$$G(Y_H - Y_K) = L(X_H - X_K), \quad (2.21)$$

де G - витрата інертного газу; L - витрата абсорбенту; y_H і y_K - відносні концентрації компонентів в газово-носієві; x_H і x_K - відносні концентрації компонентів у поглиначеві. Рівняння (2.20), (2.21) є рівнянням матеріального балансу.

Загальна витрата абсорбенту дорівнює[1]:

$$L = G(Y_H - Y_R) / (X_K - X_H). \quad (2.22)$$

Визначимо питому витрату поглинача[1]:

$$\ell = L / G. \quad (2.23)$$

Ступень вилучення – це відношення кількості фактично поглинутого компоненту до кількості, поглинаючому при повному вилученні[1]:

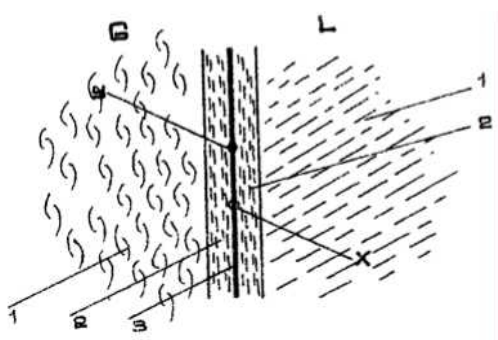


Рис. 2.2. Схема процесу масообміну між рідиною і газом[1]:

1 - ядро фази, 2 – граничний шар,
3 – поверхня поділу фаз.

$$\varepsilon = G(Y_1 - Y_2)/(G \cdot Y_1) = 1 - \frac{Y_2}{Y_1}. \quad (2.24)$$

Момент в процесі абсорбції, коли робоча лінія торкається лінії рівноваги, відповідає мінімальній витраті поглинача. В точці де робоча лінія торкається лінії рівноваги рухома сила дорівнює нулю. При цьому потрібен абсорбер нескінченно великої висоти. Із збільшенням питомої витрати поглинача зменшується потребуємо висота абсорбера, але зростають витрати на десорбцію, на перекачування поглинача. Оптимальна питома витрата поглинача визначають техніко-економічним розрахунком[1].

При абсорбції робоча лінія розташовується вище лінії рівноваги, тому що в цьому процесі наявність компонента в газовій фазі більша ніж рівноважного. При десорбції, навпаки, робоча лінія лежить нижче лінії рівноваги[1].

2.2.5. Масоперенос в процесі абсорбції

Нехай концентрація розподіленої речовини в фазі G вище рівноважної, і речовина переходить із фази G в фазу L розподіляюча речовина в фазі G переноситься до поверхні поділу фаз, а в фазі L переноситься від цієї поверхні[1].

Перенесення речовини в обох фазах відбувається шляхом молекулярної і конвективної дифузії[1].

Молекулярна дифузія – дифузія молекул через шар носія. Конвективна дифузія – це дифузія частинками носія, які рухаються, та розподіленої речовини[1].

В основній масі фази, тобто ядрі фази, де зазвичай відбувається інтенсивне перемішування, перенесення речовини відбувається за допомогою конвективної дифузії[1].

Перенесення речовини у граничному шарі відбувається шляхом конвективної і молекулярної дифузії, причому, по мірі наближення до поверхні розділу фаз відбувається затухання конвективних потоків і зростає роль молекулярної дифузії. Рівняння молекулярної дифузії має наступний вигляд[1]:

$$M = D \cdot F \cdot \Delta c_{cl} \cdot \tau / \delta, \quad (2.25)$$

де M - кількість компоненту, що дифундує через шар речовини; D - коефіцієнт дифузії; F - поверхня шару; Δc_{cl} - зміна концентрації по товщині шару; τ - тривалість процесу; δ - товщина шару. Рівняння (2.25) є математичним виразом закону Фіка.

Коефіцієнт дифузії D залежить від властивостей дифундуючого компоненту і середовища, в якому відбувається дифузія, а також від

температури і тиску процесу[1].

Коефіцієнти дифузії у рідинах значно менші, ніж у газах. Рівняння конвективної дифузії має наступний вигляд[1]:

$$M = \beta \cdot F \cdot \Delta c_{\phi-cl} \quad (2.26)$$

де M - кількість речовини, яка переноситься із фази, що віддає речовину, до поверхні розділу фаз; β - коефіцієнт масовіддачі; F - поверхня розділу фаз; $\Delta c_{\phi-cl}$ - різниця концентрацій розподіленої речовини у фазі і на поверхні розділу.

Коефіцієнт масовіддачі залежить від гідродинамічних, фізичних і геометричних факторів і визначається експериментальним шляхом з обробкою даних за допомогою теорії подібності[1].

Рівняння мсопередачі має наступний вид[1]:

$$M = K \cdot F \cdot \Delta, \quad (2.27)$$

де M - кількість речовини, яка переходить із однієї фази в іншу; K - коефіцієнт мсопередачі; F - поверхня зіткнення фаз; Δ - рухома сила процесу мсопередачі.

Із рівняння (2.27) видно, що коефіцієнт мсопередачі виражає кількість речовини, яка переходить із однією фази в іншу за одиницю часу через одиницю поверхні зіткнення при рухомій силі, яка дорівнює одиниці.

Іноді коефіцієнт мсопередачі відносять до одиниці робочого об'єму апарата.

Застосування теорії подібності до процесів мсопередачі показало, що процеси визначаються критерієм Рейнольдса Re і дифузійними критеріями Нусельта Nu' і Прандтля Pr' , які є аналогом теплових критеріїв Nu і Pr [1].

Критерії Re і Pr' є визначальними, критерій Nu' - визначеним. Залежність між критеріями виражається в загальному вигляді рівнянням[1]:

$$Nu' = f(Re, Pr'). \quad (2.28)$$

За знайденим значенням Nu' вираховують коефіцієнт масовіддачі β .

Нижче наводяться значення дифузійних критеріїв та критерію Рейнольдса[1]:

$$Nu' = \beta \cdot \ell / D \quad (2.29)$$

$$Pr' = \mu / (\rho \cdot D) \quad (2.30)$$

$$Re = w \cdot \ell \cdot \rho / \mu \quad (2.31)$$

Тут β - коефіцієнт масовіддачі; ℓ - визначаючий геометричний розмір; D - коефіцієнт дифузії; μ - динамічна в'язкість; ρ - густина; w - швидкість.

2.2.6. Кінетичні закономірності абсорбції

Рухомою силою абсорбції є різниця між парціальними тисками розчиненого газу в газовій суміші і його рівноважним тиском над плівкою рідини, яка контактує з газом. Абсорбція відбувається в тому випадку, якщо парціальний тиск абсорбуємого компонента в газовій фазі більше рівноважного парціального тиску цього ж компонента над даним розчином. Чим більша різниця між цими тисками, тим більша рухова сила і тим з більшою швидкістю протікає абсорбція[1,2].

Якщо значення рухомої сили не є позитивним числом, то абсорбція не відбувається. Якщо значення має від'ємну величину, то десорбція відбувається, і кількість забруднюючих речовин в газі, який обробляється може зростати.

Швидкість процесу абсорбції при перенесенні речовини із однієї фази в іншу, і визначається рівняннями мсопередачі[1]:

$$M = K_y \cdot F \cdot \Delta Y_{cp}; \quad M = K_x \cdot F \cdot \Delta X_{cp} \quad (2.32)$$

де K_y і K_x - коефіцієнти мсопередачі по газовій і рідкій фазах; F - поверхня контакту фаз; ΔY_{cp} , ΔX_{cp} - середня рухова сила відповідно в газовій і рідкій фазі.

Для визначення швидкості абсорбції необхідно знати рухову силу процесу, яка виражається різницею концентрацій компонента в одній із фаз та рівноважної концентрації, тобто[1]:

$$\Delta Y_{cp} = Y - Y^*; \quad (2.33)$$

$$\Delta X_{cp} = X^* - X. \quad (2.34)$$

Чим більша ця різниця, тим з більшою швидкістю протікає процес. Вона змінюється по висоті апарату і залежить від багатьох факторів, в тому числі і від характеру руху фаз.

Концентрація газової і рідкої фази змінюється при русі фаз вздовж поверхні їх зіткнення; в результаті цього зазвичай змінюється вздовж поверхні зіткнення і рухова сила мсопередачі. При розрахунках користуються середнім значенням рухомої сили[1].

Середню рухову силу процесу мсопередачі можна розрахувати як

середню інтегральну, середню логарифмічну або середню арифметичну величину із рухомих сил на вхід в апарат та на виході[1].

При протіканні хімічної реакції у рідкій фазі абсорбує мий компонент вступає в реакцію з поглиначем. При цьому зростає градієнт концентрацій біля поверхні поділу, і у порівнянні з фізичною абсорбцією швидкість поглинання збільшується[1].

Коефіцієнт прискорення абсорбції в рідкій фазі при протіканні хімічної реакції, дорівнює[1]:

$$k = \beta'_{жс} / \beta_{жс}, \quad (2.35)$$

де $\beta_{жс}$ і $\beta'_{жс}$ - коефіцієнти масовіддачі в рідкій фазі для фізичної абсорбції і хемосорбції.

Коефіцієнт прискорення залежить від швидкості хімічної реакції і степеня турбулізації рідини. В міру протікання хемосорбції коефіцієнт масовіддачі в рідкій фазі $\beta'_{жс}$ зменшується, що затрудняє розрахунки рухомої сили[1].

При абсорбції, яка супроводжується хімічною реакцією, виникає поверхнева конвекція, яка значно прискорює процес масопередачі.

2.2.7. Схеми процесів абсорбції

У практиці абсорбції використовуються декілька принципових схем проведення процесу. Частіше застосовуються прямотруминна і протиструминна схеми. У прямотруминній схемі абсорбції потоки газу і абсорбенту рухаються паралельно один до одного. В цій схемі взаємодії речовин в процесі абсорбції газ з більшою концентрацією розподіленої речовини y_H приводиться в контакт з рідиною, яка має меншу концентрацію x_H розподіленої речовини, а газ з меншою концентрацією y_K взаємодіють на виході з апарату з рідиною, що має більшу концентрацію x_K розподіленої речовини. За протиструминною схемою абсорбції у одному кінці апарату приводяться в контакт газ і рідина, які мають великі концентрації розподіленої речовини y_H і x_K , а в протилежному кінці - менші y_K і x_H [1].

Отже, протиточний процес забезпечує велику кінцеву концентрацію поглинутого газу в абсорбенті і разом з цим отримуємо менші витрати абсорбенту.

Використовуючи протиструминну схему, можна досягти повного вилучення компонента із газової суміші, ніж при прямоточній схемі. В техніці абсорбції використовують також одноступеневі схеми з рециркуляцією та багаступеневі з рециркуляцією, які передбачають багаторазове повернення в апарат або рідини, або газу[1].

В схемі з рециркуляцією рідини газ проходить через апарат знизу

вверх, і концентрація розподіленої речовини в ньому змінюється. Поглинаюча рідина підводиться до верхньої частини апарату при концентрації розподіленої речовини, потім змішується з рідиною, яка виводиться із апарату, в результаті чого концентрація підвищується. Схем из рециркуляцією можуть бути протivotочними і прямоточними[1].

В схемі з рециркуляцією поглинача при одній і тій самій витраті свіжого абсорбенту кількість рідини, що проходить через апарат, більше. Результатом цього явища є підвищення коефіцієнту масовіддачі за рахунок підвищення коефіцієнту масовіддачі в рідкій фазі і деяке зменшення рухомої сили, що може привести до зменшення габаритів апарату. Рециркуляція рідини завжди має перевагу при необхідності супроводити процес абсорбції охолодженням, тому що в цьому випадку увімкнення холодильника у вітку рециркулюючого абсорбенту дозволяє легко відводити тепло від взаємодіючих речовин[1].

Багатоступеневі схеми з рециркуляцією можуть вмикати прямий струм, протivotок, рециркуляцію газу. Велике практичне значення має багатоступенева протivotочна схема з рециркуляцією рідини у кожному ступені. Багатоступеневі схеми з рециркуляцією газу і рідини мають всі переваги одноступеневих схем і разом з тим забезпечують велику рухому силу процесу[1].

2.2.8. Адсорбція газових домішок

Адсорбцією називають процес вибіркового поглинання компонента газу, пару або розчину за допомогою абсорбентів – пористих твердих матеріалів з великою питомою поверхнею[1,2].

Процеси абсорбції є вибілковими і зворотними. Кожен поглинач має можливість поглинати лише визначні речовини і не поглинати інші. Поглинаюча речовина завжди може бути виділена із поглинача шляхом десорбції.

На відмінну від абсорбційних методів адсорбція дозволяє проводити очищення газів при підвищених температурах. По характеру взаємодії адсорбату з поверхнею розрізняють фізичну і хімічну адсорбцію[1,2].

При фізичній адсорбції між молекулами адсорбенту і молекулами адсорбованої речовини не відбувається хімічної взаємодії. Процес фізичної адсорбції може бути зворотним, тобто чергуються стадії адсорбції і десорбції (виділення поглинутого компонента із адсорбенту) [1,2].

Фізична адсорбція обумовлюється силами міжмолекулярної взаємодії. Міжмолекулярні сили слабкі, тому при фізичній адсорбції відбувається лише невелика деформація адсорбованих частинок. Цей вид адсорбції – чисто фізичний процес з енергією активації порядку 4 - 12 кДж/моль. При фізичній адсорбції поглинуті молекули газів і парів утримуються силами Ван-дер-Ваальса, при хемосорбції – хімічними силами[1,2].

При хімічній адсорбції молекули адсорбенту і адсорбтива хімічно взаємодіють. Десорбція практично не здійснюється. При хімічній адсорбції виділяється значна кількість теплоти, ніж при фізичній адсорбції[1,2].

Хімічна адсорбція (хемосорбція) виконується за рахунок ненасичених валентних сил поверхневого шару. При цьому можуть утворюватися поверхневі хімічні з'єднання, властивості і будова яких ще мало вивчені. Відомо тільки, що вони відрізняються від властивостей об'ємних з'єднань. При утворенні поверхневих з'єднань необхідно подолати енергетичний бар'який зазвичай складає 40.100 кДж/моль. Так як хемосорбція потребує значної енергії активації, її іноді називають активованою адсорбцією. При фізичній адсорбції взаємодія молекул з поверхнею адсорбенту визначається порівняно слабкими силами (дисперсійними, індукційними, орієнтаційними). Для фізичної адсорбції характерна висока швидкість, мала пружність зв'язку між поверхнею адсорбента і адсорбтива, мала теплота адсорбції (до 60 кДж/моль). В основі хімічної адсорбції лежить хімічна взаємодія між адсорбентом і адсорбованою речовиною. Діючі при цьому сили значно більші, ніж при фізичній адсорбції, а тепло яке виділяється співпадає з теплом хімічної реакції. Величини хімічної і фізичної адсорбції з підвищенням температури зменшуються, однак при визначеній температурі фізична адсорбція може скачко подібно перейти в активовану[1,2].

При адсорбції можливі дуже великі швидкості поглинання та повне видалення компонентів, видалення яких шляхом адсорбції було б неможливим із-за їх малої концентрації у суміші.

Адсорбцію застосовують для очищення газів з невисоким вмістом газоподібних і пароподібних забруднень до отримання їх дуже низьких об'ємних концентрацій. Адсорбція продовжує залишатися основним способом очищення технологічних газових забруднень[1,2].

Однак можливості процесу адсорбції ще далеко не вичерпані. В ряді випадків його можна використати для створення очисних систем нового покоління, які будуть задовольняти не тільки санітарним нормам, але і економічним потребам. Наприклад, адсорбцію можна застосувати в двоступеневих схемах очищення для попереднього концентрування сильно розчинених органічних забруднюючих речовин, які потім потрапляють на термообробку. Таким чином концентрація забруднюючих речовин у вентиляційних забрудненнях може зрости в десятки разів. Адсорбція може протікати в нерухомому шарі, в шарі, який переміщується (рухомому), у шарі адсорбенту який кипить[1,2].

2.2.9. Теорія адсорбції. Адсорбенти

Можливість поверхневих частинок конденсованих тіл притягувати і утримувати молекули газу обумовлена надлишком енергії на поверхні і

притаманна всім твердим речовинам та рідинам.

Кількість адсорбату, яке утримується на одиничній площині поверхні розділу фаз, в кінцевому рахунку визначається силою взаємодії між молекулами адсорбуємої речовини і частинками, які знаходяться в приповерхневих шарах адсорбенту.

Завдяки постійним коливанням центрів зарядів атомів біля середнього положення неперервно виникають і зникають дипольні, квадрупольні, вищі мультипольні моменти. Вони утворюють у просторі навколо атомів пульсуюче електричне поле, характеристики яких можуть бути розраховані в найпростіших випадках рівняннями квантової механіки. Сили, які виникають при взаємодії квантових електричних полів частинок, які приймають участь у процесі адсорбції, називають *Ван-дер-Ваальсовими* або *дисперсійними* силами. Дисперсійні сили діють на границі розділу фаз і аналогічні силам взаємодії між молекулами в об'ємі газу, які зумовлюють відхилення характеристик реальних газів від ідеальних. Згідно квантово-механічним розрахункам, сили Ван-дер-Ваальса різко зменшуються із збільшенням відстані між центрами зарядів взаємодіючих частинок та на декілька порядків слабші за об'ємні сили, які створюють хімічний зв'язок. Однак, на відміну від об'ємних сил, дисперсійні можуть діяти на відносно великих відстанях і характеризуються ненасиченістю[1,2].

Вважається, що дисперсійних взаємодій узагальнення електронів не відбувається, і хімічний зв'язок не утворюється. Одну із двох граничних моделей адсорбції, вважаючи, що при утриманні молекул газу на поверхні адсорбенту не відбувається електронного обміну і утворення хімічного зв'язку, називають фізичною адсорбцією або просто адсорбцією[1,2].

За іншою моделлю адсорбції відбувається утворення на поверхні хімічного зв'язку між молекулою газу і частинкою адсорбенту. Таку модель називають хімічною сорбцією або хемосорбцією[1,2].

Енергія взаємодії в процесі хемосорбції близька до енергії хімічного зв'язку молекули, яка складається із відповідних елементів. Для теоретичних розрахунків енергії процесу хемосорбції використовують рівняння Шредінгера.

Адсорбент – тверде тіло, на поверхні та в порах якого відбувається адсорбція. Адсорбенти відрізняються високою пористістю, мають велику питому поверхню[1,2].

Адсорбент повинен мати високу сорбційну ємність, тобто можливість поглинати велику кількість адсорбтиву при його малій концентрації в газовому середовищі, яке залежить від питомої площі поверхні і фізико-хімічних властивостей поверхневих частинок. Адсорбційна ємність адсорбенту залежить від його природи. Вона зростає із збільшенням поверхні, пористості, із зменшенням розмірів пор адсорбенту, а також із підвищенням концентрації адсорбтиву у газі-носії та тискові в системі. Із зростанням температури і вологості, адсорбційна ємність адсорбентів

знижується. Адсорбенти витримують декілька сотень і тисяч циклів «адсорбція-десорбція» без суттєвої втрати активності[1,2].

Адсорбент повинен мати високу селективність по відношенню адсорбує мого компоненту. А також для процесу фізичної сорбції повинен бути хімічно інертним по відношенню до компонентів, які очищують газове середовище, а для хімічної сорбції – вступати з молекулами забруднюючих речовин в хімічну реакцію. Для зменшення витрат на десорбцію впійманих компонентів, утримуюча можливість адсорбенту не повинна бути дуже високою, тобто він повинен мати можливість до регенерації. Адсорбенти повинні коштувати не дорого і виготовлятися із доступних матеріалів[1,2].

Адсорбент з крупними порами краще адсорбує речовину з великими розмірами молекул і при великих тисках. Середньопористий адсорбент ефективніше адсорбує при середніх тисках, а мілко пористий – при низьких тисках.

Активоване вугілля – пористий вуглеводний адсорбент. Застосовують декілька марок активованого вугілля, які відрізняються розміром мікропор[1,2].

Силікагель – синтетичний мінеральний адсорбент. Застосовується для поглинання вологи. Його перевагою у порівнянні з активованим вугіллям є негорючість, низька температура регенерації, низька собівартість при масовому виробництві, відносно висока механічна міцність[1,2].

Алюмогель - активний окис алюмінію. Алюмогель ($Al_2O_3 \cdot nH_2O$)отримують прожарюванням гідроксидів алюмінію. Алюмогелі стійкі до впливу краплинної вологи. Гідрофільний адсорбент з розвиненою пористою структурою. Використовується, як і силікогель, для осушення газів та поглинання з них ряду полярних органічних речовин. Завдяки своїм позитивним властивостям має широке застосування[1,2].

Цеоліти - алюмосилікати, що містять оксиди лужних і лужноземельних металів. Характеризуються регулярною структурою пор, розміри яких дорівнюють розмірам молекул. Цей адсорбент називають «молекулярне сито» за його здатність розділяти речовини на молекулярному рівні завдяки структурі і розмірам своїх пор. Цеоліти адсорбують гази, молекули яких відповідають розмірам "вікон" в кристалічній ґратці. Однак із вологих потоків цеоліти вилучають лише пари води. Цеоліти мають також високу селективність[1,2].

Іоніти - високомолекулярні сполуки природного і штучного походження. Не знайшли поки що широкого застосування для очищення шкідливих газів[1,2].

Єдиним адсорбентом, який працює у вологих середовищах, є активоване вугілля. Він задовольняє і більшості інших вимог, у зв'язку з чим широко застосовується. Одним з основних недоліків активованого

вугілля є хімічна нестійкість до кисню, особливо при підвищених температурах. Інші адсорбенти виявляють, як правило, селективність до уловлення забруднень. Більшість полярних адсорбентів можна використовувати для осушування газів[1].

Для процесів хемосорбції використовується імпрегнування деяких з наведених сорбентів. Імпрегнуючі (пропитуючі) речовини можуть діяти двояко: вступати в реакції з певними забруднюючими речовинами або каталізувати реакції, що ведуть до їх знешкодження - розпад, окислення і т. д[1].

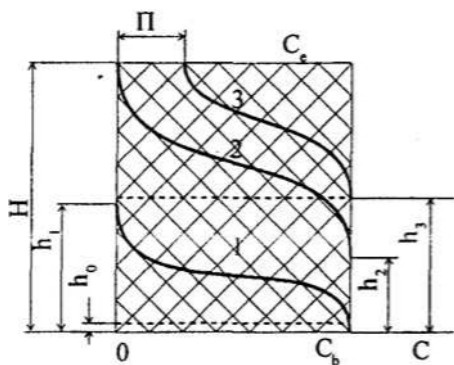


Рис. 2.4. Модель «адсорбційної хвилі»

2.2.10. Механізм процесу адсорбції

Адсорбційні явища розвиваються на межі твердої або рідкої фази з іншою рідкою фазою або газом. Найбільше практичне значення має адсорбція на поверхні твердих частинок.

При проходженні потоку газу крізь адсорбент, спочатку бере участь у роботі лише шар висотою H_0 , в якому початкова концентрація вилучаємої речовини знижується до нуля (*працюючий шар* або зона масопередачі). У розрахунках адсорберів з нерухомим адсорбентом широко використовується *модель адсорбційної хвилі*, яка базується на таких припущеннях. Вважають, що на початку процесу нижній шар адсорбенту товщиною H_0 (рис. 2.4) швидко насичується до стану, близького до рівноважного[1].

Концентрація забруднюючих речовин у міру проходження шкідливих газів крізь наступні шари адсорбенту знижується за деяким законом, вираженим графічно кривою 1, і на визначеній висоті h_1 дорівнює нулю. Далі через шар чистого адсорбенту висотою $(H - h_1)$ фільтрується чистий газ. Через певний час хвиля насичення адсорбенту доходить до висоти h_2 а шкідливі гази повністю звільняються від забруднюючих речовин на висоті H , тобто на виході із шару адсорбенту (крива 2). Процес адсорбції припиняють, коли концентрація забруднюючих речовин в шкідливих газах на виході із шару досягає заздалегідь заданої величини проскакування Π (крива 3). При цьому хвиля насичення досягає висоти h_3 і його направляють на регенерацію[1].

При адсорбції може відбуватися «проскакування» компонента, коли адсорбент перестає поглинати його. Під активністю адсорбенту розуміють його здатність поглинати речовину. Адсорбенти характеризуються статичної та динамічної активністю[1].

Динамічна активність адсорбенту - кількість речовини, що поглинається одиницею ваги (об'єму) адсорбенту за час від початку адсорбції до початку проскакування[1].

Статична активність адсорбенту - кількість речовини, яка поглинається тією ж кількістю адсорбенту за час від початку адсорбції до встановлення рівноваги[1].

Динамічна активність завжди менше статичної, тому витрата адсорбенту визначається за його динамічною активністю.

Від активності адсорбенту залежать розміри адсорбційної апаратури, ефективність очищення газів.

Процес адсорбції протягом певного часу протікає при постійному значенні ступеня поглинання адсорбовуваної речовини. Цей час називається *часом захисної дії шару* адсорбенту[1].

2.2.11. Рівновага при адсорбції

Процес адсорбції супроводжується виділенням тепла, тому зниження температури сприяє його проведенню.

Незалежно від природи адсорбційних сил на величину адсорбції впливають наступні фактори: природа речовини, що поглинається; температура; тиск; домішки в фазі, із якої поглинається речовина[1,2].

Природа поглинаючої речовини - вважається, що рівноважна концентрація в адсорбенті тим вища, чим більша молекулярна вага поглинаючого газу, а у разі розчинів - чим менша розчинність поглинаючої речовини в рідині[1,2].

З підвищенням температури за інших рівних умов рівноважна концентрація зменшується[1].

Із зростанням тиску в парогазовій фазі рівноважна концентрація збільшується[1].

При наявності у фазі, із якої адсорбент поглинає речовину *A*, конкуруючої речовини *B*, тобто речовини, яка має здатність поглинатися цим адсорбентом, зменшується рівноважна концентрація речовини *A* в адсорбенті. В цьому випадку речовина *B* або частково, або повністю витискає або заміщує речовину *A* в адсорбенті[1].

Із плином часу при адсорбції настає рівновага, при якій встановлюється визначена залежність між концентрацією адсорбовуваної речовини *X* і його концентрацією *Y* в газовій фазі[1]:

$$X = A \cdot Y^{1/n}, \quad (2.36)$$

де *Y* - рівноважна концентрація інертної частини газової суміші; *A*, *n* - коефіцієнти, які визначаються дослідним шляхом.

Залежність (2.36) величини адсорбції цільового компонента в умовах

рівноваги між фазами при постійній температурі називають *ізотермою адсорбції*[1].

Рівняння (2.36) можна представити в іншому вигляді (тому що концентрація компонента в газовій суміші при постійній температурі пропорційне його тискові) [1]:

$$X = A_1 \cdot P^{1/n}, \quad (2.37)$$

де A_1 - коефіцієнт; P - рівноважний тиск поглинаючої речовини у парогазовій суміші.

Адсорбція прискорюється при зниженні температури або при підвищенні тиску. Ці ж фактори впливають на процес десорбції в зворотному напрямку. Десорбція прискорюється з підвищенням температури адсорбенту і зниженням тиску, а також при пропусканні через адсорбент парів, які витісняють поглинуту речовину.

При високих температурах або малих парціальних тисках ізотерми адсорбції апроксимуються законом Генрі[1]:

$$a^* = A_p \cdot p, \quad (2.38)$$

де a^* - кількість поглинутої речовини; A_p - стала фазової рівноваги; p – парціальний тиск компонента в газі.

На поглинуті молекули зі сторони поверхні адсорбенту діє сила тяжіння, пропорційна адсорбційному потенціалу[1]:

$$E = R \cdot T \cdot \ln \frac{p_s}{p} \quad (2.39)$$

Серйозним відхиленням від реальних характеристик адсорбції є припущення про ізотермічність процесу. Адсорбція може бути ізотермічною лише при відповідній організації тепловідводу із зони конденсації. В інших випадках тепло, яке виділяється при конденсації адсорбату і змочуванні поверхні адсорбату, піде на нагрівання оброблювального газу і частинок адсорбенту[1].

2.2.12. Матеріальний баланс процесу адсорбції

Процеси адсорбції проводять періодично або, якщо адсорбент рухається через апарат, неперервно. Матеріальний баланс такого процесу виражається рівнянням, загальним для всіх процесів масопередачі[1]:

$$GdY = LdX, \quad (2.40)$$

де G - витрати парогазової фази або розчину; L - витрати адсорбенту; Y - робочі концентрації адсорбуємої речовини в парогазовій фазі або розчині; X - робочі концентрації адсорбуємої речовини в адсорбенті.

Адсорбція в шарі нерухомого адсорбенту є періодичним процесом, при якому концентрація поглинаючої речовини в адсорбенті і в парогазовій фазі змінюється в часі і в просторі.

Загальний матеріальний баланс по сорбуючій речовині в елементі за час $d\tau$ без врахування поздовжнього перемішування газового потоку виражається рівнянням[1]:

$$-w \frac{\partial C}{\partial z} S dz d\tau - \frac{\partial \bar{a}}{\partial \tau} S dz d\tau + \varepsilon \frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} S dz d\tau, \quad (2.41)$$

або кінцевий вираз:

$$\frac{\partial \bar{a}}{\partial \tau} = -\varepsilon \frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} - w \frac{\partial \bar{C}}{\partial z}. \quad (2.42)$$

Рівність (2.41) називають диференціальним рівнянням матеріального балансу періодичного процесу адсорбції в шарі нерухомого адсорбенту.

2.2.13. Кінетика адсорбції

Процес адсорбції складається із послідовно протікаючих стадій дифузії молекул поглинаючої речовини із потоку газу до зовнішньої поверхні адсорбенту (зовнішня дифузія), проникність молекул всередині пористого поглинача (внутрішня дифузія) і сорбції (конденсації) молекул на внутрішній поверхні пор[1,2].

Механізм конкретного процесу дифузії визначають на основі вивчення залежностей коефіцієнтів дифузії від тиску, температури, молекулярних мас поглинаючої речовини і газо-носія. Рівняння кінетики адсорбції[1,2]:

$$\frac{da}{d\tau} = \beta_0 [C - C^*(a)], \quad (2.43)$$

де β_0 - коефіцієнт масопередачі, який виражається через коефіцієнти зовнішнього β_1 і внутрішнього β_2 масообміну

$$\frac{1}{\beta_0} = \frac{1}{\beta_1} + \frac{1}{\beta_2} + \frac{D^*}{w^2}$$

де D^* - коефіцієнт поздовжньої дифузії; w - швидкість потоку газу. Розрізняють стаціонарні і нестаціонарні процеси адсорбції. В стаціонарному процесі концентрація адсорбату в кожній точці шару поглинача стала і неперервна. В практиці санітарного очищення газу найбільш розповсюджені нестаціонарні періодичні процеси.

Необхідна висота H шару поглинача може бути розрахована за

загальним рівнянням масопередачі[1]:

$$w_0 \cdot dc = \beta_0 (c - c^*) \cdot dH, \quad (2.44)$$

звідки висота шару дорівнює

$$H = \frac{w_0}{\beta_0} \int_{c_k}^{c_0} \frac{dc}{c - c^*} = h_n \cdot n_y, \quad (2.45)$$

де $h_n = \frac{w_0}{\beta_0}$ - одиниця переносу; n_y - число одиниць переносу. Число одиниць переносу визначають за формулою

$$n_y = \int_{Y_K}^{Y_H} \frac{dy}{(Y - Y^*)}, \quad n_x = \int_{X_K}^{X_H} \frac{dx}{(X^* - X)}. \quad (2.46)$$

Рівняння (2.46) зазвичай роз'язують методом графічного інтегрування. Ізотерму адсорбції будують на основі експериментальних або довідкових даних.

Якщо ізотерма адсорбції невідома, її можна побудувати за ізотермою адсорбції стандартної речовини. В якості стандартної речовини зазвичай вступає бензол.

Тривалість $\tau(c)$ процесу адсорбції визначають від виду ізотерми адсорбції.

1) Якщо ізотерма адсорбції виражена лінійною залежністю (в першій області ізотерми адсорбції), то ізотерма адсорбції наближено відповідає закону Генрі[1]:

$$\tau^{1/2} \left(\frac{X^* \cdot H}{w_r \cdot Y_H} \right)^{1/2} - b \left(\frac{X^*}{\beta_y \cdot Y_H} \right)^{1/2}, \quad (2.47)$$

де Y_H - початкова концентрація адсорбовуваної речовини в паро газовому потоці; X^* - рівноважна кількість адсорбованої речовини (застосовується за ізотермою адсорбції і множиться на насипну щільність адсорбенту); H - висота шару адсорбенту; b - коефіцієнт, визначається за довідковими даними.

2) Якщо залежність концентрацій газу і кількістю поглинутої речовини є криволінійною (інша область ізотерми адсорбції) [1]:

$$3) \quad \tau \left(\frac{X^*}{w_r \cdot Y_H} \right) \left\{ H - \frac{w_r}{\beta_y} \left[\left(\frac{Y_1^*}{Y_H} \right) \ln \left(\left[\frac{Y_H}{Y_K} \right] - 1 \right) + \ln \left(\left[\frac{Y_H}{Y_K} \right] - 1 \right) \right] \right\}. \quad (2.48)$$

Тут Y_1^* - речовина у газовому потоці, рівноважне з кількістю, що дорівнює половині речовини, максимально поглинаючого адсорбентом при

даній температурі[1].

Якщо кількість речовини, яке поглинається адсорбентом, досягає межі і залишається сталим (третя область ізотерми адсорбції) [1]:

$$\tau = \left(\frac{X^*}{w_r \cdot Y_H} \right) \left\{ H - \frac{w_r}{\beta_y} \left[\ln \left(\left[\frac{Y_H}{Y_K} \right] - 1 \right) \right] \right\}. \quad (2.49)$$

2.2.14. Десорбція поглинених домішок

Адсорбційні процеси носять циклічний характер, так як необхідна періодична регенерація насичених цільовими компонентами поглиначів.

Процес вилучення адсорбційної речовини із адсорбенту називається десорбцією. Вивільнений від поглинаючої речовини адсорбент може використовуватись повторно. Процес десорбції ведеться, використовуючи підвищення температури, витіснення адсорбату краще сорбуючою речовиною, зниження тиску або комбінацію цих прийомів[1,2].

При термічній десорбції насичений адсорбент нагрівають шляхом контакту з потоком водяної пари, гарячого повітря або інертного газу, або нагрівають через стінку з подачею відсувного інертного газу[1].

Витісняюча десорбція (холодна десорбція) заснована на сорбованості цільового компонента і речовини, яку використовують в якості витіснювача (десорбенту). Для десорбції органічних речовин можна використовувати діоксид вуглецю, аміак, воду, деякі органічні речовини[1,2].

Десорбція зниження тиску може бути реалізована редуцируванням тиску в системі після насичення поглинача під надлишковим тиском або створенням в системі розрідження при проведенні стадії адсорбції під нормальним тиском[1,2].

Час десорбції цільових компонентів[1]:

$$\tau_d = \frac{1}{\frac{K_d}{(1 - \varepsilon_n) \cdot \rho_K}} \cdot \ln \frac{a_0}{a}$$

де K_d - стала швидкості десорбції; ε_n - пористість шару; ρ_K - щільність адсорбенту; a_0 і a - відповідно початкова і поточна величина адсорбції.

2.2.15. Термохімічне знешкодження газоподібних викидів

Серед механічних, фізико-хімічних та хімічних методів очищення газів широко використовують термічні методи. Методи спалювання шкідливих сумішей, які можуть окислюватися, знаходять все більше застосування для очищення дренажних та вентиляційних забруднювальних

речовин. Ці методи вигідно відрізняються від інших більш високим ступенем очищення, відсутністю у багатьох випадках корозійних середовищ та виключенням стічних вод. Як правило, суміші з палюють у камерних топках з використанням газоподібного або рідкого палива. Іноді на практиці є можливість окислювати органічні речовини, які знаходяться в газових забруднюючих речовинах, на поверхні каталізатора, що дає можливість знизити температуру процесу[1,2].

Велике поширення для знищення токсичних речовин у шкідливих газах отримали установки смолоскипового спалювання. До факельних установок пред'являються високі вимоги щодо забезпечення безпечної і надійної роботи в умовах пожежо - та вибухонебезпечності хімічних виробництв[1,2].

Хімічні реакції між інгредієнтами шкідливих газів, які в звичайних умовах практично непомітні, значно прискорюються з підвищенням температури. Система, що містить токсичні речовини, може бути знешкоджена за допомогою термообробки, якщо реакції, що відбуваються в ній, призведуть до утворення менш токсичних компонентів[1,2].

За типом реакцій, які відбуваються, методи термознешкодження можна розділити на відновлювальні й окислювальні. Термовідновлювальні методи специфічні і розробляються індивідуально для кожного конкретного забруднювача. З них до теперішнього часу в техніці газоочищення знайшли застосування способи термохімічного (з використанням аміаку) і термокаталітичного відновлення[1,2].

З усіх термоокислювальних процесів для термознешкодження придатні виключно реакції з киснем, оскільки за участю інших окислювачів принципово неможливо отримати нешкідливі продукти окислення. Тому надалі під терміном "окислення" мається на увазі процес, окислювачем у якому служить кисень[1,2].

Термоокислювання газоподібних забруднювачів може відбуватися в газовій фазі або на межі розділу фаз (на поверхні). Газофазний процес здійснюють безпосередньо вогневою обробкою шкідливих газів при температурах, що перевищують температуру займання горючих компонентів забруднюючих речовин. Для організації процесу окислення на межі розділу фаз використовують каталізатори - конденсовані речовини, здатні за рахунок активності поверхневих частинок прискорювати процес окислення того чи інших забруднювальних речовин при температурах нижчих за температури займання[1,2].

Можливості термоокислювального методу знешкодження обмежуються також кількістю шкідливих газів і вмістом в них горючих компонентів. Якщо концентрація горючих компонентів забруднювальних речовин не досягає нижньої межі займання, то їх вогнева обробка вимагає додаткової витрати палива на прогрів забруднювачів до температури самозаймання, яка для парів вуглеводнів становить близько

500...750°C[1,2].

2.2.16. Каталітичні методи очищення газових викидів

Каталітичні методи очищення засновані на взаємодії видалених речовин, з введенням в очищене газове середовище речовиною в присутності каталізатора. В результаті реакцій, що перебувають в газі домішок перетворюються на інші сполуки, що становлять меншу небезпеку, або легко відокремлюються від газу. Каталітичне очищення застосовується в основному при невеликій концентрації видаленого компоненту в очищуваному газі[1,2].

Каталітичне термознешкодження використовують тоді, коли зміст горючих органічних продуктів в шкідливих газах малий, і не вигідно використовувати для їх знешкодження метод прямого спалювання.

Каталітичні методи очищення газів ґрунтуються на гетерогенному каталізі і служать для перетворення сумішей на нешкідливі або сполуки, які легко видаляються. Суть каталітичних процесів газоочищення полягає в реалізації хімічних взаємодій, які приводять до конверсії знешкодження сумішей в інші продукти в присутності спеціальних каталізаторів. Каталізатори не викликають зміну енергетичного рівня молекул взаємодіючих речовин і зміщення рівноваги простих реакцій. Їх роль зводиться до збільшення швидкості хімічних взаємодій. Каталітичні взаємодії у гетерогенному каталізі відбуваються на межі поділу фаз газової суміші та поверхні каталізатора. Каталізатор забезпечує взаємодію на його поверхні конвертуємих речовин з утворенням активованих комплексів у вигляді проміжних поверхневих сполук каталізатора та реагуючих речовин, які формують продукти каталізу, вивільнюючи та відновлюючи поверхню каталізатора. Зміна шляху хімічної взаємодії у присутності каталізатора приводить до зниження його енергії активації, що виражається в прискорюючій дії каталізатора[1].

Прискорююча дія каталізатора виражається його активністю. Активність каталізатора визначається сукупністю фізико-хімічних властивостей як самого каталізатора, так і конвертуємого газового потоку. В найбільшій степені вона залежить від температури каталітичного перетворення, структури каталізатора, змісту в ньому промоторів, тиску, об'ємних витрат, концентрації і молекулярних мас початкових реагентів та продуктів конверсії у газовій суміші[1].

Особливість процесів каталітичного очищення газів закладається у тому, що вони протікають при малих концентраціях видалених сумішей. Основною перевагою каталітичного методу очищення газів є те, що він дає високу ступінь очищення, а недоліком – утворення нових речовин, які потрібно знищувати із газу адсорбцією або абсорбцією[1].

У процесі експлуатації каталізаторів вони в тій чи іншій степені

підлягають поступовій дезактивації або деструкції, які викликані хімічними отруєннями, каталітичними ядами, механічним істиранням, що приводить до необхідності періодичної регенерації (активації) або заміни каталізаторів.

Каталізатори повинні мати високу активність та теплопровідність, розвинутий пористою структурою, стійким до ядів, механічною міцністю, селективністю, термостійкими, мати низькі температури «спалювання», мати низькі гідравлічні опори, мати низьку коштовність[1].

2.2.17. Теорія процесу каталізу

Каталізом називають зміну швидкості реакції або збудження її, яке відбувається під дією речовин, які приймають участь у процесі, але в ньому не розходжуються і до кінця реакції залишаються хімічно незмінними, хоча фізично можуть змінюватися. Наявність каталізаторів не відбивається стехіометричними рівняннями хімічних реакцій[1].

Каталізатори у рівному ступені змінюють швидкість прямої та зворотної реакцій, іноді в мільйони та більше число разів. Рівна степінь дії на швидкість прямої та зворотної реакцій обумовлює важливу особливість каталізаторів: вони не змінюють стану хімічної рівноваги, константи рівноваги, а лише прискорюють або уповільнюють досягнення реакцій її рівноважного стану.

Збільшення швидкості реакції називають позитивним каталізом або просто каталізом, а уповільнення швидкості – від’ємним каталізом. Механізм дії інгібіторів відмінний від дії каталізаторів[1].

Хімічні реакції, які протікають у присутності каталізаторів, набули назви каталітичних. Із їх числа виділяють автокатолітичні (самоприскорюючі) реакції, в яких роль каталізаторів виконують один або декілька продуктів реакції.

В свою чергу, на ефективність дії каталізаторів впливають інші речовини (каталітичні яди і промотори).

Каталітичні яди – це речовини, які знижують або повністю знищують активність каталізаторів. У виробничих умовах реагуючі речовини стараються очищувати від каталітичних ядів, отруєні каталізатори регенерують[1].

Промотори – речовини, які посилюють дію каталізаторів[1].

Каталізатори можуть мати так називаєму властивість специфічності. Специфічність каталізатора складається в тому, що в багатьох випадках він вибірково збільшує швидкість тільки визначеної реакції, не впливаючи на швидкість інших, можливих в даній системі.

При гомогенному каталізі реагуючі речовини і каталізатор утворюють однофазну систему (рідку або газову). Встановлено, що швидкість хімічної реакції при гомогенному каталізі пропорційна концентрації

каталізатора[1].

При гетерогенному каталізі каталізатор складає самотійну фазу (зазвичай тверду). Цей тип каталізу набув широкого розповсюдження у промисловості. Всі реакції при гетерогенному каталізі протікають на поверхні каталізатора. Тверді каталізатори, які найбільш розповсюджені, частіше за все випускають у вигляді зерен, таблеток, гранул[1].

Носії або тригери, представляють собою пористі, індиферентні речовини. Носії збільшують поверхню каталізатора, а також міцність контактів. Механічна міцність каталізаторів є їх важливішою властивістю. У цілому використання носія знижує собівартість каталізатора[1].

Дія каталізаторів зводиться до зменшення енергії активації реакції. Зниження енергії активації реакції в присутності каталізатора пояснюється утворенням проміжкових з'єднань (активованих комплексів). Спочатку каталізатор і реагуюча речовина утворюють проміжні сполуки, які потім реагують з іншою початковою речовиною, отримуючи кінцеві продукти реакції і сповільнюють каталізатор[1].

Проміжкове з'єднання в каталізі – це незвичайне стійке з'єднання, яке може бути виділене у чистому вигляді або існує у вигляді окремої фази. Проміжкові з'єднання дуже нестійкі, з малим періодом життя, існують лише у процесі каталізу. Їх властивості різко відрізняються від властивостей аналогічних з'єднань, утворюючих об'ємну фазу[1].

Розроблено дуже багато теорій каталізу. Загальним для них є уявлення про те, що реакція відбувається в тій чи іншій формі через утворення поверхневих проміжних сполук. Це говорить про те, що активність каталізатора залежить від таких властивостей його поверхні, як величина, хімічний склад, будова, стан. На поверхні розділу фаз у гетерогенному каталізі можуть протікати різні процеси: взаємодія атомів кристалічної або аморфної поверхні, адсорбованих частинок газоподібних молекул з поверхнею, взаємодія адсорбованих молекул між собою і т.д. Центральною проблемою теорії каталізу є створення каталізаторів із завчасно заданими властивостями[1,2].

2.2.18. Кінетика реакцій гетерогенного каталізу

Гетерогенне каталітичне перетворення є складним багатоступеневим процесом, який включає дифузію початкових реагентів із ядра газового потоку до поверхні гранул каталізатора (зовнішня дифузія), проникнення цих речовин в порах каталізатора до активних центрів його внутрішньої поверхні (внутрішня дифузія), активовану адсорбцію протифундованих реагентів поверхнею каталізатора з утворенням поверхневих хімічних з'єднань, хімічна взаємодія адсорбованих речовин з утворенням нових продуктів, десорбцію продуктів і їх перенесення до зовнішньої поверхні гранул каталізатора і потім від цієї поверхні в ядро газового потоку[2].

Інтенсивність або швидкість каталітичного перетворення може бути вираженим через кількість конвертуємої за одиницю часу суміші або кількості утвореного за одиницю часу продукту каталітичної взаємодії[1]:

$$W = \frac{dG_A}{d\tau} = -k \cdot \Delta C; \quad W = \frac{dG_n}{d\tau} = k \cdot \Delta C, \quad (2.50)$$

де k - стала швидкості процесу; ΔC - рушійна сила процесу, яка представляє відповідно закону дії мас добуток концентрацій реагуючих речовин.

Стала швидкості каталітичного перетворення при даній температурі є функцією констант швидкостей прямої, зворотної і побічної реакцій, а також коефіцієнтів дифузії початкових реагентів і продуктів їх взаємодії. Швидкість гетерогенного каталітичного процесу визначається відносними швидкостями окремих його стадій і лімітується найбільш повільною із них[1].

2.2.19. Високотемпературне знешкодження газових викидів

Вогневою обробкою, так як і терموкаталітичним окисленням, принципово можливо знешкодити лише речовини, молекули яких не мають будь-яких інших елементів, крім водню, вуглецю і кисню. В результаті спалювання можливе знешкодження перерахованих речовин в газоподібному, рідкому і твердому станах, диспергованих або компактних, а за допомогою терموкаталітичного окислення – лише в газоподібному. Термокаталіз не використовують і для обробки газів (парів) високомолекулярних та високотемпературних сполук, які, погано випаровуються з каталізатора, коксується і “отрують” його, тобто заповнюють активну поверхню сажистими продуктами неповного окислення[1].

Забруднюючі речовини, які мають будь-які елементи, крім H , C і O - сірку, фосфор, галогени, метали та ін., не можна подавати на термоокислювальну обробку, тому продукти згорання будуть мати високотоксичні сполуки. В реальних умовах і при згоранні чисто органічних сполук не вдається забезпечити абсолютно повне окислювання початкових компонентів до практично нешкідливих вуглекислого газу та парів води. В димових газах завжди присутній оксид вуглецю та інші продукти хімічного неповного окислення. Крім того, при підвищених температурах значно прискорюється реакція окислення азоту, який потрапляє в зону горіння з паливом і повітрям. Деякі оксиди азоту шкідливо впливають на організм людини та навколишнє середовище[1].

Методи прямого згорання застосовують для знешкодження газів від легко окислювальних токсичних, а також дурно пахучих сумішей. Їх

перевагами є відносна простота апаратурного оформлення та універсальність використання, так як на роботу термічних нейтралізаторів мало впливає склад оброблювальних газів.

Суть високотемпературного очищення газів заключається в окисленні знешкоджувальних компонентів киснем. Їх застосовують практично для знешкодження будь-яких парів і газів, продукти згорання яких менш токсичні, ніж початкові речовини. Пряме згорання використовують в тих випадках, коли концентрація горючих речовин в газах які видаляються, не виходить за межі спалаху[1].

При обробці горючих газів для руйнування токсичних органічних речовин може бути використане догорання, однак застосування цього методу ускладнюється тим, що концентрація органічних сумішей, що розповсюджено у великому об'ємі повітря, дуже низька[1].

Догорання являє собою метод очищення газів шляхом термічного окислення вуглеводних компонентів CO_2 і H_2O . У ході процесу догорання інші компоненти газової суміші, наприклад, галоген- і сіркові органічні з'єднання, також відбуваються хімічні зміни і в новій формі можуть ефективно видаляти або вилучати із газових потоків[1].

2.2.20. Конденсація газоподібних домішок

Конденсаційну обробку шкідливих газів зазвичай включають в технологічний цикл, якщо процес супроводжується суттєвими втратами проміжкових або кінцевих продуктів. Іноді конденсацію застосовують для вилучення із газового потоку цінних або особливо шкідливих речовин. Конденсація більш розбавлених забруднювачів представляє технічно важку задачу і потребує значних витрат[1].

Степінь уловлювання забруднювача залежить від ступені охолодження і стискання газових забруднень. У виробничих умовах температуру і тиск приймають такими, щоб енергозатрати на конденсацію склали незначну долю загальних витрат на технологію.

У той же час конденсаційна обробка може успішно застосовуватися у багатоступеневих схемах очищення шкідливих газів. Існують три напрямки в області газоочищення, де конденсація не тільки корисна, але й необхідна[1]:

- це передчасне осідання основної маси парів забруднюючих речовин перед адсорберами при високому ступені забруднення шкідливих газів;
- парціальне вилучення парів, які мають сполуки фосфору, миш'яку, важких металів, галогенів перед термознешкодженням суміші забруднюючих речовин;
- конденсація забруднюючих речовин після хімічної обробки з метою переходу у легко конденсовані сполуки, наприклад, після хемосорбційних апаратів.

Конденсація може бути застосована для обробки систем, які мають пари речовин при температурах, достатньо близьких до їх точки роси. Цей метод найбільш ефективний у випадку вуглеводів та інших органічних з'єднань, що мають достатньо високі температури кипіння, при звичайних умовах і присутніх у газовій фазі у відносно високих концентраціях. Для знищення забруднюючих речовин, які мають достатньо низький тиск пару при звичайних температурах, можна використати конденсатори з водяним і повітряним охолодженням. Для більш легких розчинників можлива двох стадійна конденсація з використанням водяного охолодження на першій стадії і низькотемпературного на іншій. Максимальне зниження інертних або неконденсованих газів в оброблювальній суміші дозволить спростити проведення процесу конденсації та підвищити її економічну ефективність, оскільки дає можливість виключити можливість необхідного охолодження до дуже низьких температур, відповідних точці роси[1].

Конденсація може бути застосована для завчасної обробки газів, при якій виділяються цінні розчинники та зменшує кількість забруднюючих речовин перед наступною стадією обробки. Парціальна конденсація може знайти застосування в тих випадках, коли оброблювальний газ не відходить, а знову повертається в процес або використовується у процесі догорання. Попередня обробка конденсацією доцільна у тих випадках, коли перед основною обробкою газовий потік необхідно охолодити, наприклад, при здійсненні адсорбції[1].

При охолодженні багатокомпонентної суміші, які мають звичайні неконденсуючі гази, охолодження суміші спочатку відбувається за рахунок конвекції, а тепло яке передається поверхні зменшується до тих пір, поки газова фаза не насичується одним або декількома із її конденсуємих компонентів. При додатковому охолодженні конденсовні гази, дифундують до теплопередаючої поверхні, де відбувається їх конденсація з виділенням прихованої теплоти[1].

Після початку конденсації температура газу буде знижуватися тільки в міру відводу відповідної кількості тепла та прихованої теплоти, в результаті якої у процесі зниження температури газ буде залишатися насиченим компонентом[1].

Так як пари речовини повинні дифундувати до тепло передаючої поверхні, процес контролюється тепло- і масо переносом. В системі, яка має інші конденсуючі компоненти, кожен із цих компонентів почне конденсуватися тоді, коли газ стане насиченим цим компонентом, і для нього буде виконуватися відношення парціальних тисків[1].

2.3. Розсіювання викидів в атмосфері

В умовах прискореного зростання об'єм промислового виробництва головним шляхом вирішення задачі раціонального використання природних ресурсів та зменшення негативної дії на навколишнє середовище є розробка та введення безвідходних виробництв з використанням всіх компонентів сировини, повітря і води у замкнутому циклі[8].

Промислові джерела викидів поділяються на організовані та неорганізовані. До організованих промислових джерел відносять труби, шахти та ін. До неорганізованих промислових викидів відносять відкриті склади мінеральної сировини, кар'єри, сховища твердих та рідких відходів, місця завантаження та розвантажування залізничних вагонів, автомашин, негерметичних обладнань та ін. У ряді випадків неорганізовані джерела є наземними. Організовані промислові джерела можна розділити на три типи: високі, низькі і проміжкові[21].

Через високі джерела відбувається вихід в атмосферу технологічних газів та забрудненого вентиляційного повітря. До них відносяться труби, викиди із яких виносяться у верхні шари атмосфери, вище межі проміжкової зони, що забезпечує їх добре розсіювання.

Низькі джерела є найбільш розповсюдженими для виходу вентиляційного повітря та технологічного здування в атмосферу.

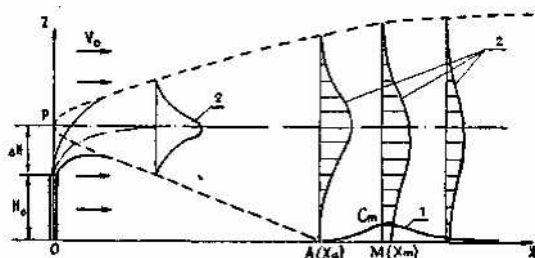


Рис 2.5. Схема газоповітряного факела в зношуючому потоці[1]:

- 1 – крива розподілу концентрації забруюючих речовин біля земного шару;
- 2 – профілі концентрацій забруднюючих речовин в перерізах факела.

Викиди із таких джерел відбуваються безпосередньо в зону аеродинамічної тіні (рис. 2.5), яка створюється будівлями та спорудами, і забруднюють в основному територію біля цих будівель та споруд [21].

До проміжних джерел можна віднести труби, верхня відмітка яких знаходиться вище межі проміжної зони, але не

менше ніж на 20% вище від межі зони аеродинамічної тіні (рис.2.5) [21]. Фонова концентрація є характеристикою існуючого забруднення атмосферного повітря на промислових майданчиках та в населених пунктах і являє собою сумарне забруднення атмосфери, зумовлене всіма джерелами, в тому числі й неорганізованими. При проектуванні для будівництва підприємств в районах, де атмосферне повітря та місцевість вже забруднені шкідливими хімічними речовинами, які викидають інші

підприємства, сума розрахункової та фонові концентрації для кожної шкідливої хімічної речовини в атмосфері не повинна перевищувати встановлених для нього розрахованих значень[1,21].

Для запобігання та максимального зменшення організованих та неорганізованих викидів шкідливих речовин повинна бути використана найбільш сучасна технологія, методи очищення та інші технічні засоби у відповідності з вимогами санітарних норм проектування промислових підприємств. Використання можливості розсіювання шкідливих речовин в атмосфері внаслідок збільшення висоти викидання допускається тільки після застосування всіх можливих сучасних технічних засобів зі зменшення шкідливих речовин.

2.3.1. Дифузійні процеси в атмосфері

Газоподібні та пилові суміші розсіюються в атмосфері турбулентними вітровими потоками. Відповідно, механізм перенесення суміші двоякий: конвективне перенесення осередненим рухом та дифузією – турбулентними пульсаціями. Суміші зазвичай є пасивними в тому розумінні, що присутність їх не виявляє певного впливу на кінематику та динаміку руху потоків. Таке припущення може бути дуже грубим для аерозольних частинок великих розмірів[21].

Наближено вважають, що сили плавучості, пов'язані з наявністю градієнта температури по висоті атмосфери, не породжують осередненого руху по вертикалі, але суттєво впливають на структуру турбулентності, тобто на розміри і інтенсивність пульсацій турбулентних вихрів[1].

Умова [1]:

$$u \cdot C = M \delta(y) \cdot \delta(z - H), x = 0 \quad (2.51)$$

стверджує, що конвективний потік суміші від точкового джерела дорівнює його інтенсивності. Умова [1]:

$$C \rightarrow 0 \text{ при } z \rightarrow \infty \text{ і при } |y| \rightarrow \infty \quad (2.52)$$

витікає із очевидного факту зменшення концентрації із віддаленням від джерела. Рівняння[1]:

$$D_z dC / dz = 0 \text{ при } z = 0 \quad (2.53)$$

є умовою непроникності підстеляючої поверхні для суміші. Підстеляюча поверхня може частково або повністю поглинають суміш. Наприклад, воднева або волога поверхня може поглинати газові суміші, розчиняючи їх; осідання дисперсних забруднюючих речовин на поверхні також слід розглядати як їх поглинання. В цих випадках умова непроникності (2.53) повинно бути замінено на умову часткової або повної проникності[1,21].

Структура турбулентності в атмосфері, а значить, і значення коефіцієнтів турбулентної дифузії складним чином залежить від висоти, шорховатості підстеляючої поверхні, а також від критерію Річардсона, що

характеризує відношення сил плавучості і інерції в атмосфері[1]:

$$R_i = \left(\frac{g\beta}{Pr_T} \right) \left[\frac{(dT/dz)}{(du/dz)^2} \right]. \quad (2.54)$$

Величина градієнта dT/dz визначає температурну стратифікацію (розшарування) по висоті атмосфери. Якщо перенесення тепла по вертикалі відсутнє, то атмосфера знаходиться у стані рівноважної стратифікації.

При $dT/dz > g/c_p$ стан атмосфери нестійкий, теплові потоки сприяють розвитку конвекції у вертикальному напрямку та підсиленню турбулентного обміну. Якщо градієнт температури позитивний, то має місце стійка стратифікація, яка називається температурною інверсією. Така ситуація сприяє притисканню конвективного руху та послабленню турбулентності. Висота шарів приземної інверсії може коливатися від десятків до сотень метрів[1,21].

Значення градієнту температури змінюється протягом доби і по сезонам і залежить від радіаційного балансу підстиляючої поверхні. При наявності вітру у випадку нестійкої стратифікації буде також нестійким; у випадку стійкої стратифікації характер вертикального конвективного руху визначається значенням числа Річардсона.

2.3.2. Поширення забруднень в атмосфері

На рис. 2.5 представлена схема розповсюдження забрудненого потоку, який виходить із труби при наявності вітру, який його зносить. Дія вітру зумовлює викривлення потоку. На деякій висоті $(H + \Delta H)$ вплив сильного потоку стає переважним, потік розвертається, вісь її приймає горизонтальне положення. Факел далі набуває форми параболоїда з вершиною в точці P , в якій розміщують фіктивне джерело. Таким чином, реальна картина розповсюдження забруднюючих речовин замінюється факелом від фіктивного джерела, розташованим на висоті $(H + \Delta H)$. Вершина параболоїда не обов'язково розташовується над центром труби, однак можливе зміщення не враховують, вважаючи, що джерело знаходиться в точці $p(x = 0, y = 0, z = H + \Delta H)$ [1].

Факел, розширюючись, досягає землі, в деякій точці $M(x_M)$ приземна концентрація досягає максимуму C_M , прямуючи до нуля на знищення.

Значення C_M складним чином залежить від швидкості вітру. При збільшенні останнього зменшується ΔH , тобто факел притискається до землі, що сприяє зростанню концентрацій на її поверхні. З іншої сторони збільшення швидкості вітру посилює процес розсіювання факела у вертикальному напрямку, що приводить до зменшення концентрацій[1].

Вище зони аеродинамічної тіні створюється область збудженого потоку (проміжкові зона), для якої характерна підвищена турбулентна

дифузія.

Забруднення із проміжних джерел, потрапляючи в область збуджених потоків над зоною аеродинамічної тіні, розсіюються таким же чином, як і від високих труб. Під дією більш інтенсивної вертикальної дифузії нижня частина факелу може при певних умовах затягуватися всередину аеродинамічної тіні, викликаючи її додаткове забруднення, так як і від низьких джерел[1].

По мірі віддалення від низького джерела концентрація суміші у атмосферному повітрі різко знижується.

Проміжкові джерела, так як і високі, створюють максимальну приземну концентрацію на відстані 10 - 40 висот труби і одночасно нижнім шлейфом викидаючого факела забруднюють зону аеродинамічної тіні, де можуть створюватися високі концентрації забруднюючих речовин. Найбільш універсальним методом вивчення закономірностей розповсюдження суміші у атмосферному повітрі є математичним описом розповсюдження за допомогою розв'язання рівняння турбулентної дифузії. Яке дозволяє визначити рівень забруднення в залежності від характеристики метеорологічних умов та режиму забруднення джерела[1].

2.3.3. Зміна концентрації домішок в атмосфері

На процес розсіювання забруднень суттєвий вплив має стан атмосфери, розташування підприємств, характер місцевості, фізичні властивості забруднень, висота труби та ін.. Горизонтальне переміщення суміші визначається в основному швидкістю вітру, а вертикальне – розподілом температур у вертикальному напрямку. По мірі віддалення від труби у напрямку, який співпадає з напрямком вітру, концентрація шкідливих сумішей у приземному шарі атмосфери спочатку наростає, досягає максимуму на відстані 10 – 40 висот труби, а потім повільно падає, що дозволяє говорити про наявність трьох зон неоднакового забруднення атмосфери: зони перенесення факела забруднюючих речовин, характеризуючи відносно невисоким вмістом шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери, зони задимлення з максимальним вмістом шкідливих речовин і зони поступового зниження рівня забруднення.

Наявність місцевих аномалій тиску і температури, пов'язаних з впливом різних факторів, можуть суттєво впливати на форму факелу і розподіл концентрацій.

Зовсім по іншому відбувається розповсюдження суміші від низьких джерел, які знаходяться у вихрових зонах, що утворюються при обтіканні будівель та споруд вітром. Суміш включається у циркуляційний рух, концентрація її збільшується до того моменту, коли турбулентне перенесення через межу вихрової зони зрівноважена інтенсивністю джерела суміші. Далі розподіл концентрацій у вихровій зоні стаціонарний.

РОЗДІЛ 3. ІДЕНТИФІКАЦІЯ І ВИКОРИСТАННЯ ДО УМОВ ГАЛУЗІ СУЧАСНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ І ҐРУНТІВ. ЗАХИСТ ГІДРОСФЕРИ

3.1. Гідромеханічні способи очищення стічних вод

Для знищення завислих частинок із стічних вод використовують періодичні та неперервні гідромеханічні процеси проціджування, гравітаційного та відцентрового відстоювання і фільтрування. Вибір методу залежить від розміру частинок суміші, фізико-хімічних властивостей і концентрації завислих частинок, витрати стічних вод та необхідного ступеня очищення.

Перед більш тонким очищенням стічні води направляють на проціджування через решітки та сита, які встановлюють перед відстійниками з метою вилучення з них крупної суміші.

Осіданням називають розділення рідких неоднорідних систем шляхом видалення із рідкої фази твердих або рідких завислих частинок під дією сили тяжіння, відцентрової сили. Відповідно розрізняють гравітаційне відстоювання і осідання за допомогою центрифугування[5].

Осідання відстоюванням відбувається під дією сили тяжіння. Для проведення процесу використовують пісколовки, відстійники та освітлювачі. У освітлювачах одночасно з відстоюванням відбувається фільтрація стічних вод крізь шар зважених частинок[2,5].

Матеріальний баланс механічного розділення стічних вод від суміші. При відсутності втрат речовини у процесі механічного розділення стічних вод від суміші рівняння матеріального балансу має вигляд[2]:

- за загальною кількістю речовини

$$G_{см} = G_{осв} + G_{ос}; \quad (3.1)$$

- за дисперсною фазою

$$G_{см} \cdot x_{см} = G_{осв} \cdot x_{осв} + G_{ос} \cdot x_{ос}, \quad (3.2)$$

де $G_{см}$, $G_{осв}$, $G_{ос}$ - маса початкової стічної води, освітленої води і осаду суміші, який отримуємо; $x_{см}$, $x_{осв}$, $x_{ос}$ - вміст суміші у початковій стічній воді, освітленій воді та в осаді.

Сумісне розв'язання цих рівнянь дозволяє визначити масову кількість освітленої води $G_{осв}$ і масу осаду $G_{ос}$, які отримуємо при заданому вмісті суміші в осаді і освітленій воді[2]:

$$G_{осв} = G_{см} \cdot \frac{x_{ос} - x_{см}}{x_{ос} - x_{осв}}, \quad (3.3)$$

$$G_{oc} = G_{cm} \cdot \frac{x_{cm} - x_{ocv}}{x_{oc} - x_{ocv}}. \quad (3.4)$$

Вміст завислих частинок у освітленій воді і в осаді вибирається в залежності від конкретних технологічних умов процесу розділення.

3.2. Відстоювання стічних вод

Основним параметром, який використовують під час розрахунку осаду, є швидкість осідання частинок.

При падінні частинки під дією сили тяжіння сила, яка рухає частинку діаметром d_q , виражається різницею між її вагою [2]:

$$G = m_q \cdot g = \pi \cdot \frac{d_q^3}{6} \cdot \rho_q \cdot g, \quad (3.5)$$

та виштовхувальною архімедовою силою, що дорівнює вазі рідини в об'ємі частинки[1]

$$A = m_0 \cdot g = \pi \cdot \frac{d_q^3}{6} \cdot \rho_0 \cdot g; \quad (3.6)$$

$$G - A = \pi \frac{d_q^3}{6} g (\rho_q - \rho_0), \quad (3.7)$$

де ρ_q - щільність твердої частинки.

Швидкість осідання w_{oc} можна знайти із умови рівності сили, частинки яка рухається та сили опору водного середовища[1]:

$$w_{oc} = \sqrt{\frac{4 \cdot d_q (\rho_q - \rho_0) \cdot g}{3\zeta \cdot \rho_0}}. \quad (3.8)$$

Існує і мінімальний розмір частинок, нижче якого спостерігається відхилення від закону Стокса і при $R_{eq} < 10^{-4}$ на швидкість осідання дуже маленьких частинок починає впливати тепловий рух молекул середовища. В таких умовах розмір d частинок стає рівним із середньою довжиною вільного пробігу молекул середовища. Розрахунки показують, що при $d \approx 0,1 \mu\text{м}$ частинки не осідають, а спостерігається лише хаотичний броунівський рух частинок[1,2].

Швидкість осідання частинок неколової форми менше швидкості осідання колових частинок. Для не колових частинок у розрахункових формулах використовують еквівалентний діаметр d_e , який визначають за

об'ємом $V_{\text{ч}}$ або масі $G_{\text{ч}}$ частинки.

При відстоюванні стічних вод спостерігається стиснене осідання, яке супроводжується зіткненням частинок, тертя між ними та зміна швидкостей великих і малих частинок. Швидкість стисненого осідання менша від швидкості вільного осідання в результаті виникнення вихідного потоку рідини та збільшення в'язкості середовища[1,2].

Швидкість осідання полідисперсної системи неперервно змінюється з часом. Внаслідок агрегації частинок вона може змінюватися в декілька разів у порівнянні з теоретичною. Можливість до агрегації залежить від концентрації, форми, розміру і щільності завислих частинок, від співвідношення частинок різного розміру і в'язкості середовища[1].

Процес відстоювання використовують також для очищення виробничих стічних вод від нафти, масел, смол, жирів. Очищення від спливаючої суміші аналогічне осіданню твердих речовин. Різниця в тому, що щільність спливаючих частинок менша, ніж густина води. Для уловлювання частинок нафти використовують нафтовловлювачі, а для жирів – жировловлювачі [2].

Рух частинки легкої фази вгору викликає в стічній воді вторинні потоки, які зупиняють підйом. На процес розділу має вплив турбулентність, коагуляція і гідродинамічне комплексоутворення. При введенні стічної води в пастки може відбутися подрібнення легкої рідини при ударі потоку об поверхню, що супроводжується зміною тиску[2].

Відношення числа частинок легкої рідини визначеного розміру, які відстоялися до загального числа частинок цієї рідини називають ефектом відстоювання. Відстоювання стічних вод проводять в апаратах, які називають відстійниками або згущувачами. Розрізняють горизонтальні, радіальні, вертикальні, трубчасті, пластинчасті відстійники з похилими перегородками[2].

3.3. Відцентрове осідання домішок із стічних вод

Швидкість розділення неоднорідних систем у полі відцентрових сил вища у порівнянні із швидкістю розділення цих систем у полі сили тяжіння. Відношення відцентрової сили до сили тяжіння можна зробити порівнянням прискорень, які діють на частинки суміші у відцентровому та гравітаційному полях, оскільки як можна застосувати до частинки визначеної маси сили пропорційні прискоренням[2].

В загальному випадку відцентрова сила $P_{\text{ц}}(H)$ виражається рівністю[1]:

$$P_{\text{ц}} = \frac{m \cdot v_0^2}{r} = \frac{G \cdot v_0^2}{g \cdot r}, \quad (3.9)$$

де m - маса обертової частинки; G - вага частинки; v_0 - обертова швидкість обертання; r - радіус обертання.

Відношення відцентрового прискорення до прискорення сили тяжіння називають фактором розділення[2]:

$$K_p = \frac{v_0^2}{g \cdot r}. \quad (3.10)$$

Фактор розділення є важливою характеристикою гідроциклонів та центрифуг, так як, при інших рівних умовах, розділювальна дія при осідальному центрифугуванні збільшується пропорційно величині K_p .

Для очищення стічних вод використовують напірні та відкриті гідро циклони. Напірні гідро циклони застосовують для осідання твердих сумішей, а відкриті гідро циклони – для видалення суміші, яка осідає та спливає.

При обертанні рідини у гідро циклонах на частинки діють центр обіжні сили, які відкидають важкі частинки на периферію потоку, сили опору потоку, який рухається, гравітаційні сили та сили потоку. Сили інерції у потоці рідини незначні і ними можна знехтувати. При високих швидкостях обертання центр обіжні сили значно більші за силу тяжіння[1,2].

Крім фізичних властивостей рідини на ефективність роботи гідро циклонів впливають конструктивні параметри: діаметр апарату, співвідношення вхідного та зливних патрубків.

Гідроциклони малого діаметра об'єднують в загальний агрегат, в якому вони працюють паралельно. Такі апарати називають мультигідроциклонами. Мультигідроциклони більш ефективні при очищенні невеликої кількості води від тонкодисперсійних сумішей[1,2].

Відкриті гідроциклони застосовують для очищення стічних вод від крупної суміші. Від напірних гідроциклонів, вони відрізняються більшою продуктивністю та меншим гідравлічним опором[1].

Для знищення опадів із стічних вод використовуються відстійні та фільтруючі центрифуги. У відстійних центрифугах із суцільними стінками ротора відбувається розділ суспензій та емульсій за принципом відстоювання. Розділення у відстійних центрифугах складається із стадій осідання твердих частинок на стінках ротора та щільності утворившого осаду. Перша з цих стадій протікає за законами гідродинаміки, друга - по закономірностях механіки ґрунтів (пористих середовищ). При малій концентрації твердих частинок в стічній воді (не більш 4% об.) спостерігається вільне осідання їх у роторі без утворення чіткої поверхні розділу між чистою рідиною і ще не розшарованою суспензією. При підвищеній концентрації утворюється чітка межа розділу внаслідок обмеженого осідання твердих частинок. Внаслідок неоднорідності по

радіусу інтенсивності поля відцентрових сил і площі осідання закономірності процесів осідання у відстійних центрифугах відрізняються від осідання у відстійниках[1,2].

Продуктивність відстійних центрифуг знижується порівняно з теоретичної внаслідок відставання швидкості обертання рідини від швидкості обертання ротора, нерівномірності течії рідини вздовж ротора, утворення вихрових зон, що затягують частинки, які осіли.

3.4. Фільтрування стічних вод

При процесі очищення стічних вод доводиться мати справу з великою кількістю води, тому застосовують фільтри, для роботи яких не вимагається високих тисків. Виходячи з цього, використовують фільтри з сітчастими елементами (мікрофільтри і барабанні сітки) і фільтри з фільтруючим зернистим шаром[2].

Механізм вилучення часток з води на фільтрах із зернистим перегородкою[1,2]:

- 1) проціджування з механічним вилученням частинок;
- 2) гравітаційне осідання;
- 3) інерційне захоплення;
- 4) хімічна адсорбція;
- 5) фізична адсорбція;
- 6) адгезія;
- 7) коагуляційне осідання;
- 8) біологічне вирощування.

В загальному випадку ці механізми можуть діяти спільно, і процес фільтрування складається з 3-х стадій:

- 1) перенесення частинок на поверхню речовини, утворюючого шару;
- 2) прикріплення до поверхні;
- 3) відривання від поверхні.

За характером механізму затримування зважених частинок розрізняють 2 види фільтрування:

- 1) фільтрування крізь плівку (осад) забруднюючих речовин, що утворюються на поверхні зерен завантаження;
- 2) фільтрування без утворення плівки забруднюючих речовин.

У першому випадку затримуються частинки, розмір яких більший від пор матеріалу, а потім утворюється шар забруднюючих речовин, який є також фільтруючим матеріалом. Такий процес характерний для повільних фільтрів, які працюють при малих швидкостях фільтрування. У другому випадку фільтрування відбувається в товщі шару завантаження, де частинки затримуються на зернах фільтруючого матеріалу адгезійними силами. Такий процес характерний для швидкісних фільтрів. Величина сил

адгезії залежить від розміру і форми зерен, від шорсткості поверхні та її хімічного складу, від швидкості потоку і температури рідини, від властивостей домішок[1].

При рівності числа часток, що надходять в одиницю часу на поверхню фільтруючого шару і покидають її, настає насичення поверхні і вона перестає освітлювати стічні води.

Важливими характеристиками пористого середовища є пористість і питома поверхня. Пористість залежить від структури пористого середовища і пов'язана з розміром зерен, а також і з їх формою і укладанням[1].

Питома поверхня шару визначається не тільки пористістю, але і пористістю окремих зерен, а також залежить від форми зерен[1].

Зважені речовини при проходженні через шар матеріалу зменшують пористість і змінюють поверхню. Опір фільтруючого шару зростає по мірі проходження стічної води[1].

Фільтри з зернистим шаром поділяються на повільні і швидкісні, відкриті і закриті. Висота шару у відкритих фільтрах дорівнює від 1 до 2 м, у закритих від 0,5 до 1 м. Напор води в закритих фільтрах створюється насосами[1].

Повільні фільтри використовують для фільтрування некоагулюємих стічних вод. Швидкість фільтрування залежить від концентрації завислих частинок: до 25 мг/л швидкість беруть 0,2-0,3 м/год; при 25-30 мг/л - 0,1-0,2 м/ч[1].

Швидкісні фільтри бувають одно-і багат шаровими. У одношарового фільтра шар складається з одного і того ж матеріалу, у багат шарових - з різних матеріалів (наприклад, з антрациту і піску) [2].

Вибір типу фільтра для очищення стічних вод залежить від кількості фільтрівної води, концентрації забруднюючих речовин та ступеня їх дисперсності, фізико-хімічних властивостей твердої і рідкої фаз і від необхідного ступеня очищення.

3.5. Фізико-хімічні методи очищення стічних вод

До фізико-хімічних методів очищення стічних вод відносять коагуляцію, флотацію, адсорбцію, іонний обмін, екстракцію, ректифікацію, випаровування, дистиляцію, зворотний осмос і ультрафільтрацію, кристалізацію, десорбцію та ін. Ці методи використовують для видалення із стічних вод тонкодисперсних завислих твердих і рідких частинок, розчинних газів, мінеральних і органічних речовин[1,2].

Використання фізико-хімічних методів для очищення стічних вод порівняно з біохімічним має ряд переваг[1]:

- 1) можливість видалення із стічних вод токсичних, біохімічно

- неокислювальних органічних забруднювальних речовин;
- 2) досягнення більш глибокого та стабільного ступеня очищення;
 - 3) менші розміри споруд;
 - 4) менша чутливість до змін навантаження;
 - 5) можливість повної автоматизації; більш глибоке вивчення кінетики деяких процесів, а також питань моделювання, математичного опису і оптимізації, що важливо для правильного вибору і розрахунку апаратури;
 - 6) методи, не пов'язані з контролем за діяльністю живих організмів;
 - 7) можливість рекуперації речовин.

Вибір того чи іншого методу очищення (або декількох методів) виробляють з урахуванням санітарних і технологічних вимог, що ставляться до очищених виробничих стічних вод з метою подальшого їх використання, а також з урахуванням кількості стічних вод і концентрації забруднюючих речовин в них.

3.6. Коагуляція і флокуляція забруднень стічних вод

Для прискорення відстоювання використовують коагуляцію частинок, тобто укрупнення їх за допомогою коагулянтів, які вводяться в суспензію, в результаті чого під дією молекулярних сил зчеплення, відбувається злипання дрібних частинок у великі конгломерати (пластівці, флокули) [2].

Коагуляція - це процес укрупнення дисперсних частинок в результаті їх взаємодії і об'єднання в агрегати. В очищенні стічних вод її застосовують для прискорення процесу осідання тонкодисперсних домішок і емульгованих речовин. Коагуляція найбільш ефективна для видалення з води колоїдно-дисперсних частинок, тобто частинок розміром від 1 до 100 мкм. Коагуляція може відбуватися спонтанно або під впливом хімічних і фізичних процесів. В процесі очищення стічних вод коагуляція відбувається під впливом доданих до них спеціальних речовин - коагулянтів. Коагулянти у воді утворюють пластівці гідроксидів металів, які швидко осідають під дією сили тяжіння. Пластівці мають здатність вловлювати колоїдні і завислі частинки й агрегувати їх. Так як колоїдні частинки мають слабкий негативний заряд, а пластівці коагулянтів - слабкий позитивний заряд, то між ними виникає взаємне тяжіння [2,5].

Для колоїдних частинок характерне утворення на поверхні частинок подвійного електричного шару. Одна частина подвійного шару фіксована на поверхні розділу фаз, а інша створює хмару іонів, тобто одна частина подвійного шару є нерухомою, а інша рухомою (дифузний шар). Різниця потенціалів, що виникає між нерухомою і рухомою частинами шару (в об'ємі рідини) називається дзета-потенціалом або електрокінетичним потенціалом, відмінним від термодинамічного потенціалу, який являє собою різницю потенціалів між поверхнею частинок і рідиною. Дзета-

потенціал залежить як від термодинамічного потенціалу так і від товщини подвійного шару. Його значення визначає величину електростатичних сил відштовхування частинок, які оберігають частинки від злипання одна з одною. Малий розмір колоїдних частинок забруднюючих речовин і негативний заряд, розподілений на їх поверхні, обумовлює високу стабільність колоїдної системи. Щоб викликати коагуляцію колоїдних частинок, необхідно знизити величину їх дзета-потенціалу до критичного значення додаванням іонів, які мають позитивний заряд. Таким чином, при коагуляції відбувається дестабілізація колоїдних частинок внаслідок нейтралізації їх електричного заряду. Ефект коагуляції залежить від валентності іона коагулянту, що несе заряд, протилежний знаку заряду частинок. Чим вище валентність, тим більш ефективна коагулююча дія[1,2].

Для початку коагуляції частинки повинні наблизитися одна до одної на відстань, при якій між ними діють сили тяжіння і хімічної спорідненості. Зближення частинок відбувається в результаті броунівського руху, а також при ламінарному або турбулентному русі потоку води. Коагулюючою дією солей є результат гідролізу, який відбувається слідом за розчиненням.

Вибір коагулянту залежить від його складу, фізико-хімічних властивостей і вартості, концентрації домішок у воді, від рН і сольового складу води.

Швидкість коагуляції залежить від концентрації електроліту. При малих концентраціях електроліту ефективність зіткнення частинок, тобто відношення числа зіткнень, що закінчилися злипанням, до загального числа зіткнень, близька до нуля ($y = 0$). В міру зростання концентрації швидкість коагуляції збільшується, але не всі зіткнення закінчуються злипанням частинок - таку коагуляцію називають повільною[2].

В полідисперсних системах коагуляція відбувається швидше, ніж в монодисперсних, оскільки великі частинки при осіданні захоплюють за собою більш дрібні. Форма частинок також впливає на швидкість коагуляції.

Крім коагулянтів до освітлювання рідини додають невеликі кількості флокулянтів, що сприяють злипанням агрегативно нестійких твердих частинок.

Флокуляція - процес агрегації зважених частинок при додаванні в стічну воду високомолекулярних сполук, які називаються флокулянтами. На відміну від коагуляції при флокуляції агрегація відбувається не тільки при безпосередньому контакті частинок, але і в результаті взаємодії молекул адсорбованого на частинках флокулянту[1,2,5].

Флокуляцію проводять для інтенсифікації процесу утворення пластівців гідроксидів алюмінію і заліза з метою підвищення швидкості їх осідання. Використання флокулянтів дозволяє знизити дози коагулянтів,

зменшити тривалість процесу коагуляції і підвищити швидкість осідання пластівців, які утворилися [2].

Для очищення стічних вод використовують природні та синтетичні флокулянти. До природних флокулянтів належить крохмаль, ефіри, целюлози та ін. Механізм дії флокулянтів заснований на явищі адсорбції молекул реагенту на поверхні колоїдних частинок, утворення сітчастої структури молекул реагенту, на злипанні колоїдних частинок за рахунок сил Ван-дер-Ваальса. При дії флокулянтів між колоїдними частинками утворюються тривимірні структури, здатні до більш швидкого і повного відокремлення від рідкої фази[1,2].

3.7. Очищення флотації стічних вод

Флотація - процес молекулярного прилипання частинок флотуємого матеріалу до поверхні розділу газу і рідини, обумовлений надлишком вільної енергії поверхневих граничних шарів, а також поверхневими явищами змочування[5].

Флотацію застосовують для видалення зі стічних вод нерозчинних дисперсійних домішок, які самочинно погано відстоюються, а також для видалення розчинених речовин, наприклад, поверхнево-активних речовин (ПАР). Процес очищення стічних вод від ПАР називають пінної сепарацією або пінним концентруванням. Флотацію застосовують для очищення стічних вод нафтопереробних виробництв, штучного волокна, целюлозно-паперового, шкіряного, харчових, хімічних виробництв. Її використовують також для виділення активного мулу після біохімічного очищення[1,2].

Перевагами флотації є неперервність процесу, широкий діапазон застосування, невисокі капітальні та експлуатаційні витрати, проста апаратура, селективність виділення домішок, велика швидкість процесу у порівнянні з відстоюванням, можливість отримання шламу більш низької вологості, висока ступінь очищення, можливість рекуперації видалених речовин. Флотація супроводжується також аерацією стічних вод, зниженням концентрації ПАР і легкоокислювальних речовин, бактерій та мікроорганізмів[1].

Процес очищення стічних вод, що містять ПАР, нафтопродукти, масла, волокнисті матеріали, методом флотації, полягає в утворенні комплексів "частинки - бульбашки", спливання цих комплексів і видалення утвореного пінного шару з поверхні оброблюваної рідини[1].

Прилипання до поверхні частинки газового пухирця можливо тільки тоді, коли спостерігається незмочування або погане змочування частинки рідиною.

Зовнішнім проявом здатності рідини до змочування є величина поверхневого натягу на межі з газовою фазою, а також різниця

полярностей на межі рідкої та твердої фаз. Процес флотації йде ефективно при поверхневому натягу води не більше 60.65 мН/м. Чим більший кут, тим більша гідрофобія поверхні частинки, тобто збільшується ймовірність прилипання до неї і міцність утримання на її поверхні повітряних бульбашок. Такі частинки мають малу змочуваність і легко флотуються[1].

Елементарний акт флотації полягає в наступному: при зближенні піднімаючої у воді бульбашки повітря з твердою гідрофобною частинкою розділяючий їх прошарок води проривається при деякій критичній товщині і відбувається злипання бульбашки з частинкою. Потім комплекс "бульбашка-частинка" піднімається на поверхню води, де бульбашки збираються і виникає пінний шар з більш високою концентрацією частинок, ніж у вихідній стічній воді[1,2].

При закріпленні бульбашки утворюється трифазний периметр-лінія, що обмежує площу прилипання бульбашки і є кордоном трьох фаз - твердої, рідкої і газоподібної[1].

ПАР - (реагенти-збирачі), адсорбуючись на частинках, що знижують їх змочуваність, тобто є гідрофобними. В якості реагентів - збирачів використовують масла, жирні кислоти і їх солі, ксантогенати, алкілсульфати, аміни. Підвищення гідрофобності частинок можна досягти також адсорбцією молекул розчинених газів на їх поверхні[1,2].

Ефект поділу флотацією залежить від розміру і кількості бульбашок повітря. При цьому необхідний високий ступінь насичення води бульбашками, або великий вміст газу. Підвищення концентрації домішок збільшує ймовірність зіткнення і прилипання частинок до бульбашок. Для стабілізації розмірів бульбашок в процесі флотації вводять різні піноутворювачі, які зменшують поверхневу енергію розділу фаз: соснове масло, феноли, алкілсульфат натрію, які мають узагальнюючі та піноутворюючі властивості[1].

Розрізняють такі способи флотаційної обробки стічних вод[1]:

- з виділенням повітря з розчинів;
- з механічним диспергуванням повітря;
- з подачею повітря крізь пористі матеріали;
- електрофлотацію;
- хімічну флотацію.

Флотація з виділенням повітря з розчину. Цей спосіб застосовують для очищення стічних вод, які містять дуже дрібні частинки забруднюючих речовин. Сутність способу полягає у створенні пересиченого розчину повітря в стічній рідині. При зменшенні тиску із розчину виділяються бульбашки повітря, які флотують забруднюючі речовини. В залежності від способу створення перенасиченого розчину повітря у воді розрізняють, вакуумну, напірну і ерліфтну флотацію[1].

При *вакуумній флотації* - стічну воду попередньо насичують повітрям при атмосферному тискові в аераційній камері, а потім направляють у флотаційну камеру, де вакуум-насосом підтримується розрідження 29,9...39,3 кПа (225...300 мм рт.ст). Найдрібніші бульбашки, які виділяються в камері виносять частину забруднюючих речовин. Процес флотації триває близько 20 хвилин. Перевагами цього способу є: утворення бульбашок газу і їх злипання з частинками відбувається в спокійному середовищі, що зводить до мінімуму ймовірність руйнування агрегатів "бульбашка-частинка"; витрата енергії на процес мінімальна. Недоліки: незначний ступінь насичення стоків бульбашками газу, тому цей спосіб не можна застосовувати при високій концентрації зважених частинок (не більше 250-300 мг/л); необхідність створювати герметично закриті флотатори і розміщувати в них скребкові механізми[1].

Напірні флотаційні установки мають більше поширення, ніж вакуумні. Вони прості і надійні в експлуатації. Напірна флотація дозволяє очищати стічні води. Для збільшення ступеня очищення у воду додаються коагулянти. Апарати напірної флотації забезпечують порівняно з нафтопастками у 5-10 разів менше залишковий вміст забруднень та мають у 5-10 разів менші габарити[1]. Процес здійснюється в дві стадії[1]:

- 1) насичення води повітрям під тиском;
- 2) виділення розчиненого газу під атмосферним тиском.

У разі необхідності одночасного окислення забруднень, воду насичують повітрям, збагаченим киснем або азотом. Для усунення процесу окислення замість повітря на флотацію подають інертні гази.

Ерліфтні установки застосовують для очищення стічних вод хімічної промисловості. Вони прості щодо устаткування, витрата енергії на проведення процесу в них в 2,4 рази менше, ніж у напірних установках. Недолік цих установок - необхідність розміщення флотаційних камер на великій висоті[1].

Флотація з механічним диспергуванням повітря. Механічне диспергування повітря у флотаційних машинах забезпечується турбінками насосного типу - імпеллера, що представляють собою диск з радіальними, оберненими вгору, лопатками. Такі установки застосовуються для очищення стічних вод з високим вмістом завислих частинок. Ступінь подрібнення вихрових газових потоків на бульбашки і ефективність очищення залежать від швидкості обертання імпелера: чим більша швидкість, тим менша бульбашка і тим більша ефективність процесу[1].

Пневматичні установки застосовують для очищення стічних вод, що містять розчинені домішки, агресивні до рухомих механізмів. Подрібнення бульбашок повітря досягається при пропусканні його через спеціальні сопла з отворами діаметром 1-1,2 мм, з тиском перед ними 0,3-0,5 МПа. Швидкість потоку повітря на виході з сопла 100-200 м/с. Тривалість флотації - в межах 15-20 хв[1].

Флотація за допомогою пористих пластин. При пропусканні повітря крізь керамічні пористі пластини або ковпачки, виходять дрібні бульбашки. Цей метод має наступні переваги: проста конструкція флотаційної камери; менші витрати енергії через відсутність насосів, імPELLера. Недоліки способу: часте засмічення і заростання отворів пористого матеріалу; неоднорідність розмірів отворів пористого матеріалу[1].

3.8. Очищення стічних вод адсорбцією

Адсорбційне очищення води може бути регенеративною, тобто з витягом речовини з адсорбенту і його утилізацією, і деструктивною, при якій витягнуті з стічних вод речовини знищуються разом з адсорбентом.

У якості сорбентів використовують активне вугілля, синтетичні сорбенти і деякі відходи виробництва (золу, шлаки, тирса). Найбільш універсальними з адсорбентів є активне вугілля, але воно повинно мати певні властивості. Активне вугілля повинно слабо взаємодіяти з молекулами води і добре - з органічними речовинами, бути відносно крупнопористими, щоб їх поверхня була доступна для органічних молекул. При малому часу контакту з водою вони повинні мати високу адсорбційну ємність, високу селективність і малу утримуючу здатність при регенерації[2].

Речовини, які добре адсорбуються із водних розчинів активованим вугіллям, мають опуклу ізотерму адсорбції, а ті, що погано адсорбуються - увігнуту. Ізотерму адсорбції речовини, що міститься у стічній воді, визначають дослідним шляхом[2].

Якщо у стічній воді присутні кілька видобутих компонентів, то для визначення можливості їх спільної адсорбції для кожної речовини знаходять значення стандартної диференціальної вільної енергії.

Швидкість процесу адсорбції залежить від концентрації, фізико-хімічної природи і структури розчинених речовин, температури води, виду і властивостей адсорбенту. У загальному випадку процес адсорбції складається із трьох стадій: перенесення речовини із стічної води до поверхні зерен адсорбенту, власне адсорбційний процес, перенесення речовини всередині зерен адсорбенту. Лімітуючими стадіями процесу може бути зовнішня або внутрішня дифузія, або обидві ці стадії[2].

У зовнішній дифузійній області швидкість масопереносу визначається турбулентністю потоку рідини, яка залежить від швидкості руху рідини. У внутрішньо дифузійній області інтенсивність масопереносу залежить від виду і розмірів пор адсорбенту, від форм і розміру його зерен, від розміру молекул адсорбуючих речовин, від коефіцієнту масопровідності. Оптимальний процес адсорбції доцільно проводити при інтенсивних гідродинамічних режимах, щоб він лімітувався у внутрішньо

дифузійній області, опір якої можна знизити, змінюючи структуру адсорбенту, зменшуючи розміри зерна[2].

Процес адсорбційного очищення стічної води ведуть при інтенсивному перемішуванні адсорбенту з водою, при фільтруванні води через шар адсорбенту або псевдозрідженому шарі на установках періодичної і безперервної дії.

Статична одноступінчата адсорбція знаходить застосування у випадках, коли адсорбент дуже дешевий або є відходом виробництва. При використанні багатоступінчастої установки процес протікає при меншій витраті адсорбенту[1].

Адсорбовані речовини з вугілля вилучають десорбцією насиченим або перегрітою водяною парою, або нагрітим інертним газом. Температура перегрітого пару при надлишковому тиску 0,3-0,6 МПа дорівнює 200-3000 С, а температура інертних газів 120-1400 С. Витрата пари при відгонці легколеткої речовини дорівнює 2,5-3 кг на 1 кг відганяємої речовини, для висококиплячих – у 5-10 разів більша[1,2].

Після десорбції, пари конденсують і речовину вилучають з конденсату.

3.9. Іонний обмін в розчинах стічних вод

Іонообмінне очищення застосовується для вилучення із стічних вод важких металів (цинку, міді, хрому, нікелю, свинцю, ртуті, кадмію, ванадію, марганцю), а також сполук миш'яку, фосфору, ціаністих сполук і радіоактивних речовин. Метод дозволяє рекуперувати цінні речовини при високому ступені очищення води. Іонний обмін широко поширений при знесоленні в процесі водопідготовки[1].

Іонний обмін є процес взаємодії розчину з твердою фазою, що має властивості обмінювати іони, які містяться в ній, на інші іони, присутні в розчині. Речовини, що становлять цю тверду фазу, називаються іонітами. Вони практично не розчиняються у воді. Ті з них, які здатні поглинати з розчинів електролітів позитивні іони, є катіонітами, поглинати негативні іони - аніонітами. Катіоніти мають кислотні властивості, а аніоніти - основними властивостями. Якщо іоніти обмінюють і катіони і аніони, то їх називають амфотерними[1].

Поглиналина здатність іонітів характеризується обмінною ємністю, яка визначається числом еквівалентів іонів, що поглинаються одиницею маси або об'єму іоніту. Розрізняють повну, статичну і динамічну обмінні ємності. Повна ємність - це кількість речовини, що поглинається при повному насиченні одиниці об'єму або маси іоніту. Статична ємність - це обмінна ємність іоніту при рівновазі в даних робочих умовах. Статична обмінна ємність зазвичай менша ніж повна. Динамічна обмінна ємність - це ємність іоніту до "проскакування" іонів у фільтрат, що визначається в

умовах фільтрації. Динамічна ємність менша за статичну[1].

Іоніти бувають неорганічні (мінеральні) і органічні. Це можуть бути природні речовини або штучно отримані речовини.

До неорганічних природних іонітів відносяться цеоліти, глинисті мінерали, польові шпати, різні слюди. Органічні природні іоніти - це гумінові кислоти ґрунтів і вугілля. Вони виявляють слабокислотні властивості. Для посилення кислотних властивостей і обмінної ємності, вугілля подрібнюють і сульфірують в надлишку олеуму[1].

Сульфовуглі є дешевими поліелектролітами, що містять сильно - і слабокислотні групи. До недоліків таких іонітів відноситься їх мала хімічна стійкість і низька механічна міцність зерен, а також невелика обмінна ємність, особливо в нейтральних середовищах[1].

До органічних штучних іонітів відносяться іонообмінні смоли з розвиненою поверхнею. Вони мають найбільше практичне значення для очищення стічних вод. Синтетичні іонообмінні смоли являють собою високомолекулярні сполуки, вуглеводневі радикали яких утворюють просторову сітку з фіксованими на ній іонообмінними функціональними групами. Просторова вуглеводнева сітка (каркас) називається матрицею, а іони які обмінюються - протиіонами. Кожен протиіон з'єднаний з протилежно зарядженими іонами, які називаються фіксованими або анкерними. Полімерні вуглеводневі ланцюги, які є основою матриці, пов'язані (зшиті) між собою поперечними зв'язками, що надає міцність каркасу[1,2].

Іоніти, що містять однакові активні групи, називаються монофункціональними, а іоніти, які містять функціональні групи різної хімічної природи - поліфункціональними. Вони можуть мати змішані сильно - і слабоосновні властивості[1].

Катіоніти в якості протиіонів можуть містити іони водню, а іони металів, перебувати в сольовій формі. Точно так само і аніоніти можуть бути в сольовій формі, якщо в якості протиіонів вони не містять іони гідроксиду, а іони кислот. При нагріванні іонітів у воді і на повітрі можливе руйнування їх зерен, відщеплення активних груп, що призводить до зменшення їх ємності. Для кожної смоли є температурна межа, вище якої її не можна використовувати. Термічна стійкість аніонітів нижче, ніж катіонітів[1].

Селективність іонного обміну залежить від величини тиску набухання в порах смоли і від розміру пір іоніту. При малому розмірі пір великі іони не можуть досягти внутрішніх активних груп. З метою підвищення селективності іонітів до певних металів до складу смоли вводять речовини, здатні створювати з іонами цих металів внутрішньокмплексні сполуки (хелати) [1].

Іонний обмін відбувається в еквівалентних відносинах і є найчастіше оборотним. Реакції іонного обміну протікають внаслідок різниці хімічних

потенціалів обмінюючих іонів. Реакція йде до встановлення іонообмінної рівноваги. Швидкість встановлення рівноваги залежить від зовнішніх і внутрішніх факторів: гідродинамічного режиму рідини; концентрації обмінюючих іонів; структури зерен іоніту; його проникненості для іонів[1].

Швидкість іонного обміну визначається самою повільною з цих стадій - дифузією в плівці рідини або дифузією в зерні іоніту. Хімічна реакція іонного обміну відбувається швидко і не визначає загальну швидкість процесу.

Функціональну залежність протиіонного складу іоніту від протіоіонного складу зовнішнього розчину при постійних температурі і тиску називають ізотермою іонного обміну. Форма ізотерми іонного обміну залежить від величини коефіцієнту селективності[1].

Катіоніти регенерують 2,8 – відсотковими розчинами кислот. Регенераційні розчини - елюати містять катіони. Потім після розпушування і промивання катіоніти заряджаються шляхом пропускання через них розчину кухонної солі. Елюати містять у сконцентрованому вигляді всі витягнуті із стічних вод аніони. Елюати, що представляють собою розчини кислот і лугів, нейтралізують або обробляють з метою рекуперації цінних продуктів. Нейтралізацію проводять шляхом змішування кислих і лужних елюатів, а також додатковим введенням кислоти або лугу[1].

3.10. Очищення стічних вод екстракцією забруднювальних речовин

Очищення стічних вод екстракцією складається з трьох стадій. Перша стадія - суміш стічної води з екстрагентом (органічним розчинником). При цьому утворюються дві рідкі фази. Одна фаза - екстракт містить вилучену речовину і екстрагент, інша фаза - рафінат містить стічну воду і екстрагент. Друга стадія - поділ екстракту і рафінату; третя стадія - регенерація екстрагенту з екстракту і рафінату. При виборі розчинника слід враховувати його селективність, фізико-хімічні властивості, вартість і можливі способи регенерації[2].

Екстрагент повинен[1]:

- розчиняти вилучену речовину значно краще, ніж вода, тобто мати високий коефіцієнт розподілу;
- мати велику селективність розчинення, тобто чим менше екстрагент буде розчиняти компоненти, які повинні залишитися в стічній воді, тим більш повно будуть вилучатися речовини, які необхідно видалити;
- мати, по можливості, найбільшу розчинюючу здатність по відношенню до вилученого компонента, чим вона вище, тим менше буде потрібно екстрагенту;

- мати низьку розчинність у стічній воді і не утворювати стійких емульсій, т. к. Затрудняється розподіл екстракту і рафінату;
- значно відрізнятися за щільністю від стічної води, для забезпечення швидкого і повного поділу фаз;
- мати великий коефіцієнт дифузії; чим він більше, тим вища швидкість масообміну;
- регенеруватися простим і дешевим способом;
- мати температуру кипіння, яка відрізняється від температури екстрагуємої речовини;
- мати невелику питому теплоту випаровування і невелику теплоємність;
- не взаємодіяти з вилученими речовинами, т. к. це може затруднювати регенерацію екстрагенту;
- не бути шкідливим, вибухо - і вогнебезпечним і не викликати корозії матеріалу апаратів;
- мати невелику вартість.

Швидкість подачі екстрагенту в стічну воду повинна бути мінімальною. Вона залежить від ступеня очищення і коефіцієнта розподілу, який виражається відношенням розчиненої речовини в екстрагенті і воді. Цей вираз є законом рівноважного розподілу і характеризує динамічну рівновагу між концентраціями екстрагуємої речовини в екстрагентів і воді при даній температурі[2].

Коефіцієнт розподілу встановлюють дослідним шляхом, він залежить від природи компонентів системи. вмісту домішок у воді та екстрагентів і температури. Це співвідношення справедливе, якщо екстрагент зовсім не розчиняється у стічній воді. Однак екстрагент частково розчиняється в стічній воді, тому коефіцієнт розподілу буде залежати не тільки від температури, але й від концентрації речовини, що витягується в рафінат, тобто буде величиною змінною[1,2].

При одночасній екстракції декількох речовин зі стічної води екстрагент не повинен мати селективність вилучення, а мати близькі й досить високі коефіцієнти розподілу для всіх видобутих речовин. Проведення такого процесу очищення ускладнює вибір екстрагенту і його регенерацію[1].

Регенерація екстрагенту може проводитись із застосуванням вторинної екстракції - з іншим розчинником, а також випаровуванням, дистиляцією, хімічною взаємодією або осіданням[1].

Так як абсолютно нерозчинних у воді рідин немає, то в процесі екстракції частина екстрагенту розчиняється в стічній воді, тобто він стає новою її забруднюючою речовиною, тому необхідно видаляти екстрагент із рафінату. Втрати розчинника з рафінатом припустимі лише за умови його розчиненості у воді не вище ГДК, але тільки при дуже низькій вартості. Найбільш поширеним способом вилучення розчинника із

рафінату є адсорбція або вигонка парою (газом) [1,2].

Для очищення стічних вод найбільш часто застосовують процеси протиструминної багатоступінчастої екстракції і безперервної протиструминної екстракції.

Свіжий екстрагент і стічна вода надходять з протилежних сторін. По-перше стічна вода з невеликим вмістом домішок перемішується зі свіжим екстрагентом, а в останньому етапі вихідна стічна вода змішується з екстрагентом, який вже містить значну кількість вилученої речовини. Такий рух потоків сприяє створенню великої рушійної сили процесу екстракції та ефективного очищення стічних вод[1].

3.11. Зворотний осмос і ультрафільтрація в розчинах стічних вод

Зворотним осмосом і ультрафільтрацією називають процеси фільтрування розчинів через напівпроникні мембрани, які вибірково пропускають розчинник і повністю або частково затримують молекули розчинених в них речовин, під тиском, що перевищує осмотичний тиск[5].

У основі цих методів лежить явище осмосу - мимовільного переходу розчинника (води) в розчин крізь напівпроникну мембрану. Тиск π в розчині, що змушує розчинник переходити крізь мембрану, називають осмотичним. Створивши над розчином тиск p_1 , який дорівнює осмотичному, осмос зупиняється і настає стан рівноваги. Якщо над розчином створити додатковий тиск p_2 , що перевищує осмотичний тиск π на величину Δp , то перехід розчинника буде відбуватися у зворотному напрямку і тоді процес називають зворотним осмосом[1].

Величина осмотичного тиску π для розчинів визначається за рівнянням Вант-Гоффа[1]:

$$\pi = \beta \cdot R \cdot T \frac{C}{M}, \quad (3.11)$$

де $\beta = (1 + \alpha)$ - коефіцієнт Вант-Гоффа; α - ступінь дисоціації розчиненої речовини; R - газова стала; T - абсолютна температура розчину; C - концентрація розчиненої речовини; M - молекулярна маса розчиненої речовини.

Механізм фільтрування через пористу мембрану пояснюється тим, що пори такої мембрани досить великі, щоб пропускати молекули розчинника, але занадто малі, щоб пропускати молекули розчинених речовин. При зворотному осмосі відокремлюються частинки (молекули), розміри яких не перевищують розмірів молекул розчинника. В процесі ультрафільтрування мембраною затримуються високомолекулярні речовини, а низькомолекулярні речовини і розчинник вільно проходять через пори мембрани. При зворотному осмосі мембраною затримуються як високомолекулярні речовини, так і більша частина низькомолекулярних

речовин, а проходить крізь пори мембрани тільки майже чистий розчинник[1].

Зворотний осмос і ультрафільтрування принципово відрізняються від звичайного фільтрування. Якщо при звичайному фільтруванні осад відкладається на фільтрувальній перегородці, то при зворотному осмосі і ультрафільтруванні утворюється два розчини, один з яких збагачений розчиненою речовиною. Зворотний осмос широко використовується для знесолення води в системах водопідготовки теплоелектроцентралій (ТЕЦ) та підприємств з виробництва напівпровідників, кінескопів, медикаментів, для очищення деяких промислових і міських стічних вод[1,2].

Механізм зворотного осмосу полягає в тому, що мембрани збирають воду, яка в поверхневому шарі не має розчинювальної здатності, і через пори мембрани буде проходити тільки чиста вода, незважаючи на те, що розмір багатьох іонів забруднюючих речовин менший, ніж розмір молекул води. Це пояснюється явищем адсорбції молекул води біля поверхні мембрани[1].

При ультрафільтрації розчинені речовини затримуються на мембрані тому, що розмір молекул їх більший, ніж розмір пор, або внаслідок великого тертя їх молекул об стінки пор мембрани[2].

Ефективність процесу залежить від властивостей мембран. Вони повинні мати високу селективність, велику прозорість, стійкість до дії середовища, постійність характеристик у процесі експлуатації, достатньо механічну міцність, низьку вартість[1].

Для проведення процесу застосовують непористі - динамічні та дифузійні мембрани, що представляють собою квазігомогенні гелі, і пористі мембрани у вигляді тонких плівок, виготовлені з полімерних матеріалів. Найбільш поширені полімерні мембрани з ацетатцелюлози, поліетилену, політетрафторетилену, пористого скла[1].

Процес мембранного розділення залежить від тиску, гідродинамічних умов і конструкції апарату, фізико-хімічної природи та концентрації стічних вод, вмісту в них домішок, від температури. Збільшення концентрації розчину призводить до зростання осмотичного тиску розчинника, підвищення в'язкості розчину і зростання концентрації поляризації, тобто до зниження проникності та селективності[1].

Переваги методу: відсутність фазових переходів при відокремленні домішок; можливість проведення процесу при кімнатних температурах без застосування або з невеликими добавками хімічних реагентів; проста конструкція апаратури. Недоліки методу: явище концентраційної поляризації, тобто зростання концентрації розчиненої речовини біля поверхні мембрани, що призводить до зниження продуктивності установки, ступеня поділу компонентів і терміну служби мембран; проведення процесу при підвищених тисках, що потребує спеціальних ущільнень апаратури[1].

Природа розчиненої речовини впливає на селективність. При однаковій молекулярній масі неорганічні речовини затримуються на мембрані краще, ніж органічні. З підвищенням тиску питома продуктивність мембрани збільшується. Однак при високих тисках відбувається ущільнення матеріалу мембран, що викликає зниження проникності, тому для кожного виду мембран встановлюють максимальний робочий тиск. З ростом температури збільшується проникність мембран, але при цьому підвищується осмотичний тиск, який зменшує проникність; також починається усаджування та стягування пір мембрани, що також знижує проникність; зростає швидкість гідролізу, скорочуючи термін служби мембран. Наприклад, ацетатцелюлозні мембрани при 50°C руйнуються, тому необхідно працювати при температурі 20...30°C[1].

Конструкція апаратів для проведення процесів зворотного осмосу і ультрафільтрації повинна забезпечувати більшу поверхню мембран в одиниці об'єму, механічну міцність і герметичність. За способом укладання мембран апарати поділяються на чотири основні типи[1]:

- 1) фільтр-прес з плоскопаралельними фільтрувальними пристроями;
- 2) трубчасті фільтруючі елементи;
- 3) рулонні або спіральні елементи;
- 4) мембрани у вигляді порожнистих волокон.

3.12. Десорбція, дезодорація і дегазація розчинених домішок

Багато стічної води забруднюється леткими неорганічними і органічними домішками.

При пропусканні повітря або іншого інертного малорозчинного у воді газу (азот, діоксид вуглецю) крізь стічну воду летючий компонент дифундує у газову фазу.

Десорбція зумовлена більш високим парціальним тиском газу над розчином, ніж в навколишньому повітрі. Рівноважний парціальний тиск видаленого газу знаходять за законом Генрі. Кількість речовини, що перейшла з рідкої фази в газову, визначають за рівнянням масопередачі[1]:

$$M = K_y \cdot F \cdot \Delta C_{cp} , \quad (3.12)$$

де K_y - коефіцієнт масопередачі; F - поверхня контакту фаз; ΔC_{cp} - середня рухома сила процесу десорбції.

Ступінь видалення летких речовин із стічної води збільшується з ростом температури газорідної суміші, коефіцієнту масовіддачі і поверхні контакту фаз. Десорбуюча із води речовина направляється на адсорбцію або на каталітичне спалювання[1].

Дезодорування проводять для очищення стічних вод, які погано тхнуть. Для цього можна використовувати аерацію, хлорування, ректифікацію, дистиляцію, обробку димовими газами, окислювання киснем під тиском, озонування, екстракцію, адсорбцію та мікробіологічне окислення[1,2].

Найбільш ефективним вважається метод аерації, який полягає у продуванні повітря через стічну воду. Недолік методу полягає в тому, що деякі забруднюючі речовини не видаляються методом аерації і залишаються в стічній воді. Стічні води, які погано тхнуть, очищають також продуванням гострою парою[1].

Промислове застосування має і хлорування стічних вод, які погано тхнуть. При цьому відбувається окислення хлором сірководневих сполук.

Очищення стічних вод від сірководню проводять також окисненням киснем повітря при атмосферному тискові у присутності каталізатора (залізна стружка, графітові матеріали) [2].

Високий ступінь очищення досягається при використанні рідкофазного окислення сірчастих речовин киснем повітря під тиском. Сірководень з води можливо видалити гідроксидом заліза, в лужному і нейтральному середовищі[2].

Більш ефективно відбувається очищення при одночасному введенні у воду озону та діоксиду хлору та фільтруванні води через шар активного вугілля[1,2].

Дегазацією видаляють з води розчинені гази, яку здійснюють хімічними, термічними і десорбційними (аераційними) методами[1].

Найбільш повна дегазація досягається при розбризкуванні у вакуумі і одночасному підігріванні води[1].

При термічній дегазації води від розчиненого діоксиду вуглецю або кисню пропускають пар через воду і нагрівають її до температури кипіння при зовнішньому тискові. У цьому випадку парціальний тиск газу над водою знижується до нуля і розчинність його також падає до нуля. Внаслідок порушення рівноваги в системі відбувається виділення надлишкових газів з води (фізична десорбція). Для інтенсивної дегазації необхідно, щоб вода безперервно контактувала з новими порціями пару при великій поверхні контакту фаз протягом достатнього часу. Температура води повинна бути близька до температури насиченої пари при даному тискові[1].

Аміак із стічних вод видаляють продуванням водяною парою або повітрям. Швидкість переходу газоподібного аміаку з води в атмосферу залежить від поверхневого натягу на межі повітря-вода і від різниці концентрацій аміаку у воді і повітрі[1].

Хімічні методи дегазації застосовують при низькій концентрації газів у воді або у разі недоцільності їх використання, а також за умови, що продукти обробки не ускладнюють подальше очищення або використання

води. Методи ґрунтуються на проведенні реакцій, в результаті яких відбувається хімічне зв'язування розчинених газів[1].

3.13. Електрохімічні методи очищення стічних вод

Для очищення стічних вод від різних розчинних і диспергованих домішок застосовуються процеси анодного окислення і катодного відновлення, електрокоагуляції, електрофлокуляції і електродіалізу. Всі ці процеси протікають на електродах при проходженні через стічну воду постійного електричного струму. Електрохімічні методи дозволяють витягувати зі стічних вод цінні продукти при відносно простій технологічній схемі очищення, без використання хімічних реагентів. Основним недоліком цих методів є велика витрата електроенергії. Очищення стічних вод електрохімічними методами можна проводити періодично або безперервно[1,2].

Ефективність електрохімічних методів оцінюється густиною струму, напругою, коефіцієнтом корисного використання напруги, виходом за струмом, виходом енергії.

В електролізері на позитивному електроді – аноді, іони віддають електрони, тобто протікає реакція електрохімічного окислення; на негативному електроді – катоді, відбувається приєднання електронів, тобто протікає реакція відновлення[1].

В якості анодів використовують електрохімічні нерозчинні матеріали: графіт, магнетит, діоксид свинцю, марганцю та рутенію, які наносять на титанову основу[1].

Крім основних процесів електроокислення і відновлення одночасно можуть протікати електрофлотаж, електрофорез і електрокоагуляція.

При використанні нерозчинних електродів коагуляція може відбуватися в результаті електрофоретичних явищ і розряду заряджених частинок на електродах, утворенні у розчині речовин, що руйнують сольватні оболонки на поверхні частинок забруднюючих речовин. Такий процес можна використовувати для очищення стічних вод при невисокому вмісті колоїдних частинок і низькій стійкості забруднюючих речовин[1].

Для очищення промислових стічних вод, що містять високостійкі забруднюючі речовини, проводять електроліз з використанням розчинних сталевих або алюмінієвих анодів. Під дією струму відбувається розчинення металу, в результаті чого у воду переходять катіони заліза або алюмінію, які, зустрічаючись з гідроксильними групами, утворюють гідроксиди металів у вигляді пластівців, і настає інтенсивна коагуляція[1,2,21].

Переваги електрокоагуляції: відсутність потреби в реагентах, мала чутливість до зміни умов процесу очищення, отримання шламу з хорошими структурно-механічними властивостями. Недолік методу -

підвищена витрата металу і електроенергії[1].

Електрофлотація. У цьому процесі очищення стічних вод проходить за допомогою бульбашок газу, що утворюються при електролізі води. На аноді виникають бульбашки кисню, а на катоді - водень. При використанні розчинних електродів відбувається утворення пластівців коагулянтів і бульбашок газу, що сприяє більш ефективній флотації[1,2].

Електродіаліз. Процес очищення стічних вод електродіалізом базується на поділі іонізованих речовин під дією електрорушійної сили, створеної в розчині по обидві сторони мембран. Цей процес широко використовують для опріснення солоної води[1,2].

При використанні електрохімічно активних (іонообмінних) діафрагм ефективність процесу підвищується і знижується витрата електроенергії. Іонообмінні мембрани проникні тільки для іонів, що мають заряд того ж знаку, що і у рухливих іонів.

Для знесолення води застосовують гомогенні і гетерогенні мембрани. Гомогенні мембрани являють собою порошок іоніту, змішаний зі сполучною речовиною. Мембрани повинні мати малий електричний опір[2].

Основним недоліком електродіалізу є концентраційна поляризація, що приводить до осідання солей на поверхні мембран і зниження показників очищення.

3.14. Хімічні методи очищення стічних вод

До хімічних методів очищення стічних вод відносять нейтралізацію, окислення і відновлення. Їх застосовують для видалення розчинних речовин у замкнутих системах водопостачання. Хімічне очищення проводять іноді як попередню перед біологічним очищенням або після неї як метод доочищення стічних вод[2].

3.14.1. Нейтралізація стічних вод

Нейтралізацію можна здійснювати різним шляхом: змішуванням кислих та лужних стічних вод, додаванням реагентів, фільтруванням кислих вод через нейтралізуючі матеріали, абсорбцією кислих газів лужними водами або абсорбцією аміаку кислими водами. В процесі нейтралізації можуть утворюватися опади[2].

При нейтралізації вапняним молоком стічних вод, що містять сірчану кислоту, в осад випадає гіпс $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, що викликає відкладення його на стінках трубопроводів[2].

Для нейтралізації лужних стічних вод використовують різні кислоти або кислі гази. Застосування кислих газів дозволяє не лише нейтралізувати стічні води і одночасно проводити очищення самих газів від шкідливих

компонентів[2].

Нейтралізація лужних вод димовими газами є ресурсозберігаючою технологією, т. к. при цьому ліквідується скидання стічних вод, скорочується споживання свіжої води, економиться теплова енергія на підігрів свіжої води, а також димові газы очищаються від кислих компонентів і від пилу[1].

3.14.2. Окислення забруднювальних речовин стічних вод

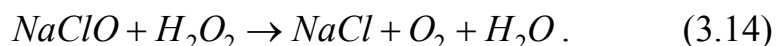
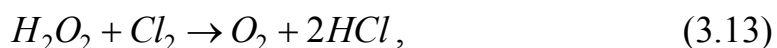
Для очищення стічних вод використовують такі окислювачі: газоподібний і розріджений хлор, діоксид хлору, хлорат кальцію, гіпохлорити кальцію і натрію, перманганат калію, біхромат калію, пероксид водню, кисень повітря, озон, і ін[1,2]. В процесі окислення токсичні забруднюючі речовини, які містяться в стічних водах, в результаті хімічних реакцій переходять у менш токсичні, які видаляють із води.

Активність речовини як окислювача визначається величиною окислювального потенціалу.

Хлор і речовини, що містять "активний" хлор, є найбільш поширеними окислювачами. Їх використовують для очищення стічних вод від сірководню, гідросульфату, та ін[1].

Пероксид водню використовується для окислення нітритів, альдегідів, фенолів, ціанідів, сірковмісних відходів, активних барвників[1].

У процесах водообробки використовують також відновлювальні властивості пероксиду водню. В нейтральному і слабкоолужному середовищах він легко взаємодіє із хлором і гіпохлоритами, переводячи їх у хлориди[1]:



Ці реакції використовують при дехлоризація води. Кисень повітря використовують при очищенні води від заліза. Піролюзит є природним матеріалом, що складається в основному з діоксиду марганцю. Його використовують для окислення тривалентного миш'яку в п'ятивалентний[1].

Окислення озоном дозволяє одночасно забезпечити знебарвлення води, усунення присмаків і запахів і знезаражує. Озон окисляє як неорганічні, так і органічні речовини, розчинені в стічній воді[1,2].

При обробці води озоном відбувається розкладання органічних речовин і знезараження води; бактерії гинуть у кілька тисяч разів швидше, ніж при обробці води хлором.

Дія озону в процесах окислення може відбуватися в трьох різних

напрямках: безпосереднє окислення з участю одного атома кисню; приєднання цілої молекули озону до окислюваної речовини з утворенням озонідів; каталітичне посилення окислюючої дії кисню, присутнього в озонованому повітрі. Окислення речовин може бути пряме і непряме, а також здійснюватися каталізом і озонолізом[1,2].

Непряме окислення - це окислення радикалами, що утворюються в результаті переходу озону із газової фази в рідину і його саморозкладу[1,5].

Каталіз - каталітичний вплив озонування полягає в посиленні окислювальної здатності кисню, який присутній в озонованому повітрі[1,5].

Озоноліз являє собою процес фіксації озону на подвійному або потрійному вуглецевому зв'язку з подальшим розривом і утворенням озонідів, які, як і озон є нестійкими сполуками і швидко розкладаються[1].

Озонування – це процес абсорбції, що супроводжується хімічною реакцією в рідкій фазі[1].

Процес очищення стічних вод значно збільшується при спільному використанні ультразвуку та озону, ультрафіолетового опромінення та озону[1].

3.14.3. Очищення стічних вод відновленням

Методи відновлювального очищення стічних вод застосовують для видалення зі стічних вод сполук ртуті, хрому, миш'яку. В процесі очищення неорганічні сполуки ртуті відновлюють до металевій ртуті, яку відокремлюють від води відстоюванням, фільтруванням або флотацією[2].

Найбільш поширеним способом видалення миш'яку із стічних вод є осадження його у вигляді важкорозчинних сполук діоксидом сірки.

Метод очищення стічних вод від речовин, що містять шестивалентний хром, заснований на відновленні його до тривалентного з подальшим осадженням у вигляді гідроксиду у лужному середовищі[1,2].

В якості відновників використовують активоване вугілля, сульфат заліза, бісульфат натрію, водень, діоксид сірки, відходи органічних речовин[1,2].

Для відновлення хрому найбільш часто використовують розчини гідросульфату натрію. У присутності соди в стічних водах хром повністю видаляється з них[1,2].

3.14.4. Очищення стічних вод від іонів важких металів

Для видалення зі стічних вод сполук ртуті, хрому, кадмію, цинку, свинцю, міді, нікелю, миш'яку та інших речовин найбільш поширені реагентні методи очистки, сутність яких полягає в перетворенні розчинних

у воді речовин в нерозчинні при додаванні різних реагентів з наступним відокремленням їх від води у вигляді опадів[1,2].

В якості реагентів для видалення із стічних вод іонів важких металів використовують гідроксиди кальцію і натрію, карбонат натрію, сульфід натрію, різні відходи[1].

Найбільш широко використовується гідроксид кальцію. Осадження металів відбувається у вигляді гідроксидів.

При обробці кислих вод оксидом кальцію і гідроксидом натрію іони цинку, міді, нікелю, свинцю, кадмію, кобальту, що містяться у стоках, зв'язуються в важкорозчинними сполуками[2].

При дії соди на стічні води, що містять солі цинку, утворюються гідроксокарбонати. Очищення стічних вод від міді пов'язане з осадженням у вигляді гідроксиду або гідроксидкарбонату[1].

Можливий процес вилучення міді із стічних вод осадженням ферроціанідом калію. Цей реагент може бути використаний і для осадження інших іонів важких металів[1].

Очищення стічних вод від нікелю заснована на виділенні його з розчину у вигляді важкорозчинних сполук.

Обробка стічних вод лужними реагентами дозволяє знизити вміст важких металів у розчині до величин, порівнянних з ГДК для водоймів санітарно-побутового користування. Більш глибока очистка від важких металів досягається при обробці стічних вод сульфідом натрію[1].

Для очищення води з високим вмістом миш'яку застосовують метод хімічного його осадження у вигляді важкорозчинних сполук. Для очищення кисневмісних сполук миш'яку застосовують вапняне молоко. З сильноокислих розчинів, миш'як осаджують сульфідом натрію, сірководнем. Очищення сульфідно-лужних стоків від миш'яку проводять сульфатом заліза (залізним купоросом) [1,2].

Сполуки тривалентного миш'яку перед осадженням окислюють до п'ятивалентного. В якості окислювачів використовують хлорне вапно, хлор, пероксид водню, азотну кислоту, озон[1].

Видалення з води марганцю може бути досягнуто: обробкою води перманганатом калію; аерацією, поєднаної з вапнуванням; фільтруванням води через марганцевий пісок або марганцевий катіоніт; окислення озоном, хлором або діоксидом хлору[1].

3.15. Процеси біохімічного очищення стічних вод

Біохімічні методи застосовують для очищення господарсько-побутових і промислових стічних вод від багатьох розчинених органічних і деяких неорганічних (сірководню, сульфідів, аміаку, нітритів) речовин. Процес очищення заснований на здатності мікроорганізмів використовувати ці речовини для живлення в процесі життєдіяльності,

оскільки органічні речовини для мікроорганізмів є джерелом вуглецю[1].

3.15.1. Основні показники біохімічного очищення стічних вод

Контактуючи з органічними речовинами, мікроорганізми частково руйнують їх, перетворюючи на воду, діоксид вуглецю, нітрит - та сульфат-іони та ін. Інша частина речовини йде на утворення біомаси. Руйнування органічних речовин називають біохімічним окисленням[1].

Стічні води, які направляються на біохімічну очистку, що характеризується величиною БПК і ХПК. БПК - це біохімічна потреба в кисні, тобто кількість кисню, використаного при біохімічних процесах окислення органічних речовин (не включаючи процесу нітрифікації) за певний проміжок часу. ГПК - хімічна потреба в кисні, тобто кількість кисню, еквівалентний кількості витраченого окислювача, необхідного для окислення всіх відновників, що містяться у воді[1,2].

Біохімічною активністю мікроорганізмів називають біохімічну діяльність, пов'язану з руйнуванням органічних забруднюючих речовин стічних вод. Можливість біохімічного окислення характеризується через біохімічний показник. Біохімічний показник необхідний для розрахунку й експлуатації промислових споруд для очищення стічних вод[1,2].

Для можливості подачі стічних вод на біохімічну очистку встановлюють максимальні концентрації токсичних речовин, які не впливають на процеси біохімічного окислення і на роботу очисних споруд. Для неорганічних речовин, які практично не піддаються біохімічному окисленню, також встановлюють максимальні концентрації, при перевищенні яких воду можна піддавати біохімічному очищенню[2].

3.15.2. Метод аеробного біохімічного очищення.

Аеробний метод ґрунтується на використанні аеробних груп організмів, для життєдіяльності яких необхідний постійний приплив кисню і температура 20...40°C. При аеробному очищенні мікроорганізми культивуються в активному мулі або біоплівки. Анаеробні методи очищення протікають без доступу кисню; їх використовують в основному для знешкодження опадів[1].

Активний мул складається з живих організмів і твердого субстрату. Спільнота всіх живих організмів, що населяють іл, називають біоценозом. Якість мулу визначається швидкістю його осідання і ступенем очищення рідини. Стан мулу характеризує "муловий індекс", який є відношенням обсягу осідання частинок активного мулу до маси висушеного осаду після відстоювання протягом 30 хв. Чим гірше осідає іл, тим більше високий "муловий індекс" він має[1].

Біоплівка зростає на наповнювачі біофільтра, вона має вигляд слизових обростань товщиною від 1 до 3 мм і більше. Біоплівка складається з бактерій, грибів, дріжджів та інших організмів. Число мікроорганізмів у біоплівці менше, ніж в активному мулі[1].

3.15.3. Механізм біохімічного розпаду органічних речовин

Приріст біомаси відбувається в процесі очищення стічних вод. Він залежить від хімічної природи забруднень, виду мікроорганізмів, БПК і ХПК, від концентрації фосфору і азоту в стічній воді, від її температури[1].

Для того, щоб відбувався процес біохімічного окислення органічних речовин, що знаходяться в стічних водах, вони повинні потрапити всередину клітин мікроорганізмів. До поверхні клітин речовини надходять за рахунок конвективної та молекулярної дифузії, а всередину клітин - дифузією через напівпроникні цитоплазматичні мембрани. Але більша частина речовини потрапляє всередину клітин за допомогою специфічного білка - переносника. Утворюється розчинний комплекс "речовина-переносник" дифундує через мембрану в клітину, де він розпадається, і білок - переносник включається в новий цикл перенесення речовини[1].

Основну роль в процесі очищення стічних вод відіграють процеси перетворення речовини, що протікають всередині клітин мікроорганізмів. Ці процеси закінчуються окисленням речовини з виділенням енергії та синтезом нових речовин з затратою енергії.

3.15.4. Кінетика біохімічного окислення

Ферменти, що представляють собою складні білкові сполуки, виконують роль каталізаторів. З підвищенням температури швидкість ферментативних процесів підвищується, але до певної межі. Для кожного ферменту існує оптимальна температура, вище якої швидкість реакції падає. До числа речовин-активаторів, які підвищують активність ферментів, відносяться багато вітамінів і катіонів. У той же час солі важких металів, синильна кислота, антибіотики є інгібіторами, тобто знижують активність ферментів[1,2].

Мікроорганізми здатні окислювати органічні речовини, але для цього потрібен різний час адаптації.

Речовини, що знаходяться в стічних водах в колоїдному або дрібнодисперсному стані, окислюються з меншою швидкістю, ніж речовини, розчинені у воді.

Для окислення органічних речовин мікроорганізмами необхідний кисень, але вони можуть його використовувати тільки в розчиненому у воді вигляді. Для насичення стічної води киснем проводять процес аерації, розбиваючи повітряний потік на бульбашки, рівномірно розподіляючи їх у

стічній воді. З бульбашок повітря, кисень абсорбується водою, а потім переноситься до мікроорганізмів[1,2].

Кількість абсорбованого кисню можна збільшити за рахунок зростання коефіцієнта масовіддачі або рушійної сили.

На швидкість біохімічного окислення впливає турбулізація стічних вод на очисних спорудах, що сприяє розпаду пластівців активного мулу на більш дрібні і збільшує швидкість надходження поживних речовин і кисню до мікроорганізмів. Турбулізація потоку досягається інтенсивним перемішуванням, при якому активний мул знаходиться у зваженому стані, що забезпечує рівномірний розподіл його в стічній воді[1,2].

Доза активного мулу залежить від "мулового індексу". Чим менше "муловий індекс", тим більшу дозу активного мулу необхідно подавати на очисні споруди. Для очищення слід застосовувати свіжий активний мул, який добре осідає і більш стійкий до коливань температури і рН середовища[1,2].

Найбільш оптимальна температура біохімічної очистки стічних вод підтримується в межах 20-30°C. Перевищення температури може призвести до загибелі мікроорганізмів. При більш низьких температурах знижується швидкість очищення, сповільнюється процес адаптації мікробів до нових видів забруднень, погіршуються процеси флокуляції та осідання активного мулу[1,2].

3.15.5. Анаеробні методи біохімічного очищення

Анаеробні методи знешкодження використовують для зброджування осадових, що утворюються при біохімічному очищенні виробничих стічних вод, а також як першу ступінь очищення дуже концентрованих промислових стічних вод, що містять органічні речовини, які руйнуються анаеробними бактеріями в процесах бродіння. Залежно від кінцевого продукту розрізняють види бродіння: спиртове, пропіоновокисле, молочнокисле, метанове та ін[1].

Для очищення стічних вод використовують метанове бродіння, процес складний і багатостадійний. Процес метанового бродіння складається з двох фаз: кислої і лужної (або метанової). У кислої фазі складних органічних речовин утворюються нижчі жирні кислоти, спирти, амінокислоти, аміак, гліцерин, ацетон, сірководень, діоксид вуглецю і водень. Ці проміжні продукти в лужній фазі утворюють метан і діоксид вуглецю[1,2].

При певних умовах кінцевим продуктом може бути і аміак. Основними параметрами анаеробного зброджування є температура, доза завантаження осаду і ступінь його перемішування.

3.15.6. Обробка осадів стічних вод

У процесах біохімічної очистки в первинних і вторинних відстійниках утворюються великі маси осадів, які необхідно утилізувати або обробляти з метою зменшення забруднення біосфери. Осади, мають різний склад і велику вологість. Їх поділяють на три групи[2]:

- 1) осади в основному мінерального складу;
- 2) осади переважно органічного складу;
- 3) змішані осади, що містять як мінеральні, так і органічні речовини.

Осади характеризуються вмістом сухої речовини; вмістом беззольної речовини; елементним складом; уявною в'язкістю і плинністю; гранулометричним складом.

Осади стічних вод являють собою важкофільтрівні суспензії. У вторинних відстійниках в осаді перебуває в основному надлишковий активний мул. В опадах міститься вільна і зв'язана вода. Вільна вода порівняно легко видаляється з осаду, зв'язана вода (колоїдно-пов'язана і гігроскопічна) набагато важче. Колоїдно-зв'язана волога обволікає тверді частинки гідратною оболонкою і перешкоджає їх з'єднанню у великі агрегати[2].

Коагулянти позитивно зарядженими іонами нейтралізують негативний заряд частинок осадків. Після цього окремі тверді частинки звільняються від гідратної оболонки і з'єднуються разом в пластівці. Звільнена вода легше фільтрується. Зруйнувати гідратну оболонку можна також короткочасною термічною обробкою. Обробка осаду активного мулу включає[1]:

- 1) ущільнення осаду гравітаційним, флотаційним, відцентровим і вібраційним методами;
- 2) стабілізацію опадів в аеробних і анаеробних умовах;
- 3) кондиціонування осадів реагентними і безреагентними способами;
- 4) теплову обробку;
- 5) рідкофазне окислення органічної частини осаду киснем повітря;
- 6) зневоднення осадів на мулових майданчиках природним шляхом і механічним способом;
- 7) сушку осадів;
- 8) спалювання осадів.

3.16. Термічні методи очищення стічних вод

Термічними методами знешкоджуються стічні води, що містять мінеральні солі кальцію, магнію, натрію та ін, а також органічні речовини. Такі стічні води можуть бути знешкоджені[1]:

- концентруванням стічних вод з наступним виділенням розчинених речовин;
- окисленням органічних речовин у присутності каталізатора;
- рідиннофазним окисленням органічних речовин;
- вогневим знешкодженням.

3.16.1. Концентрація стічних вод

Цей метод в основному використовують для знешкодження мінеральних стічних вод. Він дозволяє виділяти із стоків солі з отриманням умовно чистої води, придатної для оборотного водопостачання. Процес розділення мінеральних речовин і води можна провести у дві стадії: стадія концентрування і стадія виділення сухих речовин[1].

Концентрування стічних вод можна провести випаровуванням, виморожуванням і кристалізацією.

Випарювання є енергоємним процесом. Енергія, що витрачається на випарювання, складається з енергії на нагрівання стічної води від початкової температури до температури випарювання; на деформування та перенесення центрів пароутворення; на роботу, витрачену на розділення розчинника і розчину; на формування поверхневих парових бульбашок при випарюванні; на подолання сил тиску при формуванні бульбашок; на подолання бульбашкою межі розділу фаз і на транспортування парових бульбашок до межі поділу фаз[1].

Процес виморожування полягає в тому, що при температурі нижчій від температури замерзання чиста вода утворює кристали прісного льоду, а розчин з розчиненими в ній солями розміщується в комірках між цими кристалами. Температура замерзання розсолу завжди нижче температури замерзання чистої води і залежить від концентрації розчинених солей. Для виключення утворення дрібних кристалів і відділення межкристалітного розсолу процес виморожування проводять при режимах повільного переохолодження[1].

Виморожування можна проводити під вакуумом або за допомогою спеціальної холодильної установки.

3.16.2. Кристалізація речовин з розчинів

Для виділення речовин з концентрованих розчинів використовують методи кристалізації і сушіння.

Речовини, розчинність яких істотно зростає з підвищенням температури, кристалізуються при охолодженні їх насичених розчинів - це політермічна або ізогідрична кристалізація, що йде при незмінному вмісті води в системі. Якщо із зростанням температури розчинність речовини

зменшується, то кристалізацію проводять при нагріванні розчину. Речовини, які мало що змінюють розчинність при зміні температури, кристалізують шляхом випаровування води при постійній температурі - ізотермічна кристалізація[1].

Кристалізацію солі можна також проводити введенням в концентрований розчин речовин, що зменшують її розчинність. Це речовини, які містять однаковий іон з даної сіллю або зв'язують воду. Кристалізацію такого типу називають висолюванням[1].

Поширеним видом кристалізації є хімічне осідання речовини з розчинів із застосуванням реагентів. Наприклад, домішки іонів металів осідають у вигляді гідроксидів, додаючи в розчин лугу[1].

Утворення кристалів складається з двох послідовних стадій[1]:

- 1) виникнення в пересиченому розчині центрів кристалізації - зародків кристалів;
- 2) зростання кристалів на базі цих двох зародків.

Ймовірність утворення зародків зростає з підвищенням температури. Цьому процесу сприяє механічна вібрація, перемішування, вплив акустичного і магнітних полів. Зростання кристалів відбувається в результаті дифузії речовини з основної маси розчину до поверхні зростаючого кристала з подальшим включенням частинок розчиненої речовини в кристалічні ґратки. Деякі домішки в розчині збільшують швидкість кристалізації, інші зменшують[1].

3.16.3. Термоокислювальні методи знешкодження стічних вод

При використанні термоокислювального методу всі органічні речовини, що забруднюють стічні води, повністю окислюються киснем повітря при високих температурах до нетоксичних сполук. До цих методів відносять метод рідкофазного окислення, метод парофазного каталітичного окислення і полум'яним або "вогневим" методом. Вибір методу залежить від об'єму стічних вод, їх складу та теплотворної здатності, економічності процесу та вимог, що пред'являються до очищувальної води[2].

Метод рідкофазного окислення. Цей метод очищення заснований на окисленні органічних речовин, розчинених у воді, киснем при температурах 100-350°C і тискові 2-28 МПа. При високих тисках розчиненість у воді кисню значно зростає, що сприяє прискоренню процесу окислення органічних речовин. Ефективність процесу окислення збільшується з підвищенням температури. Летючі речовини окислюються в основному у парогазовій фазі, а нелеткі - у рідкій фазі. Зі збільшенням концентрації органічних домішок у воді економічність процесу рідкофазного окислення зростає[2].

Метод парофазного каталітичного окислення. В основі методу знаходиться гетерогенне каталітичне окислення киснем повітря при високій температурі летких органічних речовин, що знаходяться в стічних водах. Процес протікає інтенсивно в паровій фазі в присутності міднохромового, цинк-хромового, мідно-марганцевого або іншого каталізатора. Основний недолік методу - можливість отруєння каталізаторів сполуками фосфору, фтору, сірки. Тому необхідно попереднє видалення каталітичних отрут із стічних вод[1].

Переваги методу: можливість очищення великого об'єму стічних вод без попереднього концентрування, відсутність в продуктах окислення шкідливих органічних речовин; можливість комбінування з іншими методами; безпеку в роботі.

Недоліки методу: неповне окислювання деяких органічних речовин; висока корозія обладнання у кислих середовищах.

Вогневий метод. Цей метод знешкодження стічних вод є найбільш ефективним і універсальним із термічних методів. Сутність його полягає в розпилюванні стічних вод безпосередньо у топкові гази, нагріті до температури 900-1000°C. При цьому вода випаровується, а органічні домішки згорають[1].

Вогневий метод застосовують для знешкодження стічних вод, що містять тільки мінеральні речовини. Метод може бути використаний також для знешкодження невеликого об'єму стічних вод, що містять високотоксичні органічні речовини, очищення від яких іншими методами неможливе або неефективне. Крім того, вогневий метод доцільний, якщо є горючі відходи, які можна використовувати як паливо[1].

Із стічних вод, що містять нітросполуки, можуть виділятися оксиди азоту. Між цими сполуками відбуваються взаємодії з утворенням нових сполук, у тому числі і токсичних.

Для вогневого методу знешкодження використовують різні печі. Процес проводять при температурі 800-890°C[1].

РОЗДІЛ 4. ЗАХИСТ ЛІТОСФЕРИ

Накопичення значних мас твердих відходів в промисловості зумовлено існуючим рівнем технології переробки сировини і недостатністю його комплексного використання. У той же час значна частина відходів промислових підприємств може ефективно використовуватись в народному господарстві[21].

Різноманіття видів твердих відходів, значна відмінність складу однойменних відходів ускладнює завдання їх утилізації. У той же час, різні технології рекуперації твердих відходів у своїй основі базуються на методах, сукупність яких забезпечує можливість утилізації вторинних матеріальних ресурсів або їх переробки у цільові продукти[8].

4.1. Гідромеханічні методи обробки рідких відходів

4.1.1. Гідромеханічне обезводнення осадків стічних вод

У процесі очищення стічних вод утворюються опади. Умовно опади можна розділити на три основні категорії - мінеральні опади, органічні опади і надлишкові активні іли. Основні завдання сучасної технології обробки полягають у зменшенні їх об'єму і в подальшому перетворенні на нешкідливий продукт, який не спричиняє забруднення навколишнього середовища[1].

Хімічний склад опадів надає великий вплив на їх водовіддачу. Сполуки заліза, алюмінію, хрому, міді, а також кислоти, луги та деякі інші речовини, що містяться у виробничих стічних водах, сприяють інтенсифікації процесу зневоднення осадів і знижують витрати хімічних реагентів на їх коагуляцію перед зневодненням. Масла, жири, азотні сполуки, волокнисті речовини, навпаки є несприятливими компонентами. Оточуючи частинки осаду, вони порушують процеси ущільнення і коагуляції, а також збільшують вміст органічних речовин в осаді, що позначається на погіршенні його водовіддачі[1].

Механічне зневоднення осадів промстоків може проводитися екстенсивними і інтенсивними методами. Екстенсивні методи здійснюються різного роду ущільнювачах, інтенсивне зневоднення і згущення проводиться за допомогою фільтрування, центрифугування, гідро - циклонування і т. п[1].

Фільтрування являє собою процес відокремлення твердих речовин від рідини, що відбувається при різниці тисків над фільтруючим середовищем і під нею. Для зневоднення осадів і шламів зазвичай використовують вакуум-фільтри, фільтр-преси. Фільтруючим середовищем на фільтрах є фільтрувальна тканина і шар осаду, прилипає до тканини і утворює в процесі фільтрування додатково допоміжний фільтруючий шар, який

власне і забезпечує затримання найдрібніших частинок суспензії. В міру збільшення шару роль фільтруючої перегородки (тканини) зводиться лише до підтримки допоміжного фільтрувального шару. Збільшення товщини шару забезпечує поліпшення якості фільтрату, але в той же час в результаті збільшення опору проходження води через пори і капіляри шару осаду зменшується швидкість фільтрації[1,2].

Фільтруючі властивості суспензій характеризуються питомим опором осадків. В даному випадку під осадками мається на увазі шар, який відкладається на фільтрувальній перегородці при фільтруванні суспензій[1].

Питомий опір осаду називається опором одиниці маси твердої фази, яка відкладається на одиниці площі фільтру при фільтруванні під постійним тиском суспензії, в'язкість рідкої фази, якої дорівнює одиниці[1].

Під центрифугуванням розуміють розділення неоднорідних фаз за допомогою відцентрових сил. Воно здійснюється в апаратах, які називають центрифугами. Центрифугування суспензій і шламів проводиться двома методами. У першому випадку центрифугування виконується в роторах, що мають суцільну стінку, у другому - перфоровану. Центрифугування в перфорованих роторах є процесом, окремі елементи якого схожі з фільтрацією і пресуванням шламів[1].

Процеси центрифугування у суцільних роторах поділяються на центрифугальне освітлення і осаджувальне центрифугування. Осаджувальне центрифугування є процесом розділення суспензій, що містять значну кількість твердої фази[1].

Серед апаратів для відцентрового поділу різних рідких відходів широкого поширення набули рідинні сепаратори, що працюють за принципом тонкошарового центрифугування. У практиці згущення і зневоднення осадів з очисних споруд малих та середніх промислових і транспортних підприємств найбільше поширення отримали гідроциклони, які застосовуються, як правило, в комбінації із розташованими нижче бункерами - ущільнювачами осаду[1].

У гідроциклонах, як і в центрифугах, розділення суспензій відбувається під дією відцентрової сили, але за способом дії вони значно відрізняються. В центрифугах суспензія разом з барабаном при постійній кутовій швидкості зовсім або майже не рухається відносно барабана. При цьому на частинки не діють ніякі дотичні сили. У гідроциклоні ж на частинки суспензії діють великі тангенціальні сили, що підтримують їх у безперервному відносному русі. Між шарами суспензії виникає напруга зсуву, яка діє на тверду частку як поперечна сила. Відомо, що для збільшення глибини відбору частинок в центрифугах при постійній частоті обертання барабана необхідно збільшити його діаметр. В гідроциклоні, навпаки, це прямо пропорційно пов'язано із зменшенням діаметра апарата.

В той же час зменшення діаметра гідроциклона веде до зниження його продуктивності. Тому в тих випадках, коли потрібно домогтися більш тонкого очищення необхідного продукту при значних витратах останнього, використовують батарейні гідроциклони (мультигідроциклони), що представляють собою декілька паралельно включених елементарних гідроциклонів[1].

4.1.2. Фільтрування осадів стічних вод

Фільтрування застосовують для виділення із стічних вод тонко дисперсні тверді або рідкі речовини. Розділення проводять за допомогою пористих або зернистих перегородок, які пропускають рідину, та затримуючих дисперговану фазу. Процес йде під дією гідростатичного тиску стовпа рідини, підвищеного тиску над перегородкою або вакууму після перегородки[2].

В якості перегородок використовують металічні перфоровані листи та сітки, перегородки із природного матеріалу, штучного та синтетичного волокна. Фільтрувальні перегородки повинні мати мінімальний гідравлічний опір, механічну проникність і гнучкість, хімічну стійкість, вони не повинні набухати та руйнуватися при заданих умовах фільтрування[1].

Різниця тисків по обидві сторони фільтрувальної перегородки створюють різними способами. Якщо простір над суспензією повідомляють із джерелом зжатого газу або простір під фільтрувальною перегородкою приєднують до джерела вакууму, то відбувається процес фільтрування при сталій різниці тисків. При цьому швидкість процесу зменшується у зв'язку із збільшенням опору шару осаду зростаючої товщини[1].

Процес фільтрування проводять з утворенням осаду на поверхні фільтруючої перегородки або із закупоркою пор фільтруючої перегородки[1].

Фільтрування з утворенням осаду спостерігається при достатньо високій концентрації твердої фази в суспензії.

Фільтрування із закупореними порами фільтруючої перегородки називають освітленням, але відбувається при концентрації твердої фази меншій ніж 0,7 об'ємних %[1].

При розділенні суспензій з невеликою концентрацією тонкодисперсованої твердої фази часто застосовують фільтрувальні допоміжні речовини, які перешкоджають проникненню твердих частинок в пори фільтрувальної перегородки[1].

При додаванні допоміжної речовини до розділювальної суспензії концентрація твердих частинок в ній збільшується, що запобігає закупорюванню пор фільтруючої перегородки.

Фільтрування протікає у ламінарному режимі внаслідок невеликого розміру пор у шарі осаду та фільтрувальної перегородки, а також малої швидкості руху рідкої фази в порах. Швидкість фільтрування в загальному випадку виражають у диференціальній формі[1]:

$$w_{\phi} = \frac{dV}{S \cdot d\tau} \quad (4.1)$$

де V - об'єм фільтрату; S - поверхня фільтрування; τ - тривалість фільтрування.

Для фільтрування при постійній швидкості похідну $\frac{dV}{d\tau}$ можна замінити відношенням кінцевих величин $\frac{V}{\tau}$ [1].

Після такої заміни знаходять розв'язок основного рівняння фільтрування відносно ΔP [1]:

$$\Delta P = \mu_0 \cdot r_0 \cdot x_0 \cdot \frac{V_2}{S^2 \cdot \tau} + \mu_0 \cdot R_{\phi n} \cdot \frac{V}{S \cdot \tau}. \quad (4.2)$$

Це рівняння застосовують для нестисливих осадів.

Такий вид фільтрування здійснюється, якщо чиста рідина фільтрується крізь шар осаду незмінної товщини при сталій різниці тисків.

Взявши рівність $x_0 \cdot V / S = h_{oc}$ і заміну $\frac{dV}{d\tau}$ на стале значення $\frac{V}{\tau}$ при

$\Delta P = const$ знайдемо[1]:

$$V = \frac{\Delta P \cdot S}{\mu_0 (r_0 \cdot h_{oc} + R_{\phi n})} \cdot \tau. \quad (4.3)$$

Це рівняння дає залежність об'єму фільтрату від тривалості фільтрування чистої рідини, у тому числі промивної рідини.

Для найбільшого виробництва фільтратів періодичної дії доцільно, як можна частіше повторювати цикли його роботи, подаючи на фільтр невелику порцію суспензії. Однак часте повторення циклів роботи фільтру по основним операціям, включаючи само фільтрування, промивку і продувку осаду, тягне за собою таке ж часте повторення допоміжних операцій завантаження суспензії та видалення осаду. У кожному випадку оптимальна тривалість циклу роботи фільтру, при якій фільтр має найбільше виробництво[1].

4.1.3. Відцентрове фільтрування осадів стічних вод

Відцентрове фільтрування осадів стічних вод досягається обертанням

суспензії у перфорованому роторі – барабані[2,5].

Фільтрування під дією відцентрової сили проводять на фільтруючих центрифугах. Розділення суспензії у фільтруючих центрифугах складається із стадії утворення, щільності і механічної сушки осаду із можливою промивкою осаду, тобто швидкість відцентрового фільтрування змінюється з часом[1].

Під дією відцентрової сили в масі фільтрованої суспензії розвивається тиск, який забезпечує відцентрове фільтрування. В результаті відбувається відкладення осаду на внутрішні поверхні барабану ротора та видалення освітленої води крізь фільтруючу перегородку та дірки у барабані[1].

Застосовуючи до відцентрового фільтрування, яке протікає при $\Delta P = const$, основне рівняння для швидкості відцентрового фільтрування буде мати вигляд[1]:

$$w_{\phi} = \frac{dV}{F \cdot d\tau} = \frac{\Delta P_{\phi}}{\mu_0 (r \cdot h + R_{\phi n})}. \quad (4.4)$$

Центрифуги можуть бути періодичними або неперервної дії, горизонтальними, вертикальними або похилими; по способу вивантаження осаду із ротора[1]: з ручним, ножовим, поршневым, шнековим або з відцентровим вивантаженням.

Центрифуги періодичної дії застосовують при витратах суспензії менших ніж 5м³/год у широкому діапазоні концентрацій з частинками діаметром більше 10 мкм[1].

Центрифуги неперервної дії із шнековим вивантаженням осаду застосовують для розділення концентрованих суспензій з розміром частинок більшим за 100 мкм. В системах очищення стічних вод використовують горизонтальні шнекові центрифуги для виділення частинок гідравлічної крупності 0,2 мм (протиструминна) і 0,05 мм (прямо струминна) [1].

4.2. Механічна переробка твердих відходів

Утилізація твердих відходів приводить до необхідності або їх розділення на компоненти із подальшою переробкою сепарированих матеріалів різними методами, або надання їх певного виду[21].

Для тих промислових відходів, утилізація яких не пов'язана з необхідністю проведення фазових перетворень або дії хімічних реагентів, але які не можуть бути використані безпосередньо, застосовуються два види механічної обробки: подрібнення або компактування (пресування). Це також в рівному ступені відноситься до відходів, як органічного так і неорганічного походження. Після подрібнення, за яким може слідувати фракціонування, відходи перетворюються на продукти, готові для

подальшого використання. Твердий матеріал можна зруйнувати і подрібнити до частинок бажаного розміру роздавлюванням, розколюванням, розламуванням, різанням, розпилюванням та різними комбінаціями цих способів. За розмірами кусків вихідної сировини та кінцевого продукту подрібнення умовно поділяють на декілька класів, виходячи із яких вибирають подрібнююче обладнання[21,1].

Одним із недоліків, які виникають при подрібненні в'язких, пружних та в'язкопружних матеріалів, полягає у тому, що при кімнатній температурі енергозатрати на їх переробку дуже великі, хоча безпосередньо на подрібнення витрачається не більше 1 % енергії, основна ж її частина перетворюється на теплоту. Тому в останні 15...20 років все більше застосування має техніка кріонного подрібнення, яка дозволяє охолоджувати матеріал нижче температури крихкості. Як правило, в якості охолоджуючого агента використовують рідкий азот, що має температуру - 196°C, що нижче температури крихкості більшості полімерних матеріалів[1,2].

Інтенсивність і ефективність хімічних дифузійних та біохімічних процесів зростає із зменшенням розмірів кусків перероблюваних матеріалів. Метод подрібнення використовується для отримання із крупних кусків перероблюємих матеріалів продуктів крупністю до 5 мм. В якості основних технологічних показників подрібнення розглядають степінь і енергоємність подрібнення[1,2,21].

Метод подрібнення використовують для отримання із кускових відходів зернових і мілко дисперсних фракцій крупністю менше 5 мм. При переробці твердих відходів використовують агрегати грубого та тонкого подрібнення: стрижневі, шарові та ножеві млини, дезінтегратори, дискові кільцеві млини, бігуни. В якості несучого середовища при сухому подрібненні частіше за все застосовують повітря, рідше димові або інертні гази, а при вологому - воду. Подрібнення відходів пластмаси та резинових технічних виробів проводять при низьких температурах[1].

У ряді випадків переробка подрібнених відходів повинна супроводитися їх розділенням на фракції по крупності. Для розділення кускових та сипучих матеріалів застосовують різні способи[1]:

- просіювання та грохочення;
- розділення під дією гравітаційно-інерційних сил;
- розділення під дією гравітаційно-центробіжних сил.

Грохочення представляє собою процес розділення на класи за крупністю різних за розмірами кусків (зерен) матеріалу при його переміщенні на ячеїстих поверхнях. Для розділення твердих матеріалів у вигляді пульп використовуються класифікатори грубої і тонкої класифікації[1].

При гравітаційному та відцентровому способах розділення подрібнених продуктів на класи або виділення цільового продукту

відбувається методом роздільного висажування частинок із середовища під дією гравітаційно-інерційних або гравітаційно-відцентрових сил. Розділення сипучих матеріалів під дією гравітаційно-інерційних сил проводиться в газових осаджувальниках та гідравлічних класифікаторах, а під дією гравітаційно-відцентрових сил – в сепараторах циклонного типу, з обертовими лопастями[1].

У тому випадку, якщо відходи можуть мати металічні включення, їх зазвичай пропускають через магнітний сепаратор. У магнітному полі, яке створюється за допомогою електромагнітів, відбувається відокремлення магнітних металів від органічної частини відходів[1].

Наряду з методами зменшення розмірів кускових матеріалів і їх розділення на класи крупності в рекупераційній технології твердих технологій твердих відходів розповсюджені методи, які пов'язані з укрупненням мілкодисперсних частинок, використанні прийоми гранулювання, брикетування та високотемпературної агломерації[1].

Гранулювання – це процес формування агрегатів шароподібної або циліндричної форми із порошків, паст, розплавів та розчинів перероблюємих матеріалів. Ці процеси основані на різних прийомах обробки матеріалів: відкатування, пресування порошків в дисперсних потоках, гранулювання розплавів[1].

Брикетування – підготовчі та самостійні операції у практиці утилізації твердих відходів. Брикетування дисперсних матеріалів проводять без зв'язуючого тиску пресування. На процес брикетування дисперсних матеріалів суттєвий вплив має склад, вологість і крупність матеріалу, температура, питомий тиск та тривалість пресування. Необхідний питомий тиск пресування зазвичай знаходять у зворотній залежності від вологості матеріалу[1].

Пресування при високих тисках – один із способів покращення умов експлуатації полігонів (звалищ). Ущільнені відходи дають меншу кількість фільтрату та газових забруднюючих речовин, при цьому знижується ймовірність виникнення пожег, ефективніше використовується земельна площа полігону[1].

4.3. Фізико-хімічні основи обробки і утилізації відходів

4.3.1. Реагентна обробка осадів стічної води

Більшість осадів, що утворюються в процесі очищення промислових і міських стічних вод, гальванічні шлами та ін. являють собою важкороздільні суспензії. Для їх успішного зневоднення необхідна попередня підготовка - кондиціонування. Мета кондиціонування - поліпшення водовіддаючих властивостей осадів шляхом зміни їх структури і форм зв'язку води. Від умов кондиціонування залежить продуктивність обезводнених апаратів, чистота відокремлюваної води і

вологість зневодненого осаду. Кондиціонування може здійснюватися кількома способами, що розрізняються за своїм фізико-хімічним впливом на структуру оброблювального осаду. Найбільшого поширення з них набули: хімічна (реагентна) обробка; тепла обробка; рідкофазне окислення; заморожування і відтавання[1,2].

Реагентна обробка - це найбільш відомий і поширений спосіб кондиціонування, за допомогою якого можна зневоднювати більшість опадів стічних вод. При реагентній обробці відбувається коагуляція - процес агрегації тонкодисперсних і колоїдних частинок, утворення великих пластівців із розривом сольватних оболонок і зміна форм зв'язку води, що призводить до зміни структури осаду та покращенню його водовіддаючих властивостей. Для реагентної обробки використовуються мінеральні та органічні сполуки - коагулянти і флокулянти[1,2].

Хімічний механізм взаємодії коагулянтів з осадом такий. Введений у водне середовище сірчаноокислий алюміній взаємодіє із бікарбонатами, які містяться у воді, утворюючи спочатку гелеподібний гідрат оксиду алюмінію[1].

Утворені пластівці гідрату захоплюють суспендовані і які знаходяться у водному середовищі в колоїдному стані речовини і при сприятливих гідродинамічних умовах швидко осідають в ущільнювачі і добре віддають воду на апаратах для механічного зневоднення шляхом фільтрації або центрифугування[1].

Сірчаноокисле оксидне залізо менш ефективний, зате більш дешевий і доступний реагент. Вапно використовують не тільки в поєднанні з солями заліза, але і як самостійний коагулянт, який опиняється в ряді випадків досить ефективним. При використанні в якості коагулянту спостерігається тенденція до її регенерації із золи після спалювання зневоднених осадів. Недоліками мінеральних реагентів є дефіцитність, висока вартість, корозійність, а також труднощі при їх транспортуванні, зберіганні, приготуванні та дозуванні[1,2].

Синтетичні поліелектроліти, або полімери, вводяться в осад безпосередньо перед центрифугуванням або фільтруванням. Ці полімери знищують або зменшують відштовхуючі зусилля суспендованих твердих частинок, які прагнуть утримати їх на відстані. За рахунок тяжіння цих частинок утворення пластівців і сепарування відбуваються значно швидше і ефективніше[1].

4.3.2. Фізико-хімічні методи витягання компонентів з відходів

Багато процесів утилізації твердих відходів засновані на використанні методів вилуговування (екстрагування), розчинення і кристалізації перероблюваних матеріалів.

Вилуговування (екстрагування) засноване на отримання однієї або

декількох компонентів з комплексного твердого матеріалу шляхом його виборчого розчинення в рідині - екстрагентів. Розрізняють просте розчинення і вилугування з хімічною реакцією[1].

Розчинення полягає в гетерогенній взаємодії між рідиною і твердою речовиною, що супроводжується переходом твердої речовини в розчин[1].

Кристалізація - це процес виділення твердої фази у вигляді кристалів з насичених розчинів, розплавів чи парів[1].

Створення необхідного для кристалізації пересичення розчину забезпечують охолодженням гарячих насичених розчинів і видаленням частинок розчинника шляхом випарювання (ізотермічна кристалізація) або комбінацією цих методів (вакуум - кристалізація, фракційна кристалізація, кристалізація з випаровуванням розчинника в струмі повітря або іншого газу - носія) [1].

У практиці кристалізації із розчинів іноді використовують кристалізацію висолуванням (введення в розчин речовин, що знижують розчинність солі), виморожуванням (охолодженням розчинів до негативних температур з виділенням кристалів солі або їх концентрування видаленням частинок розчинника у вигляді льоду) або за рахунок хімічної реакції, що забезпечує пересичення розчину, а також високотемпературну (автоклавну) кристалізацію, що забезпечує отримання кристалогідратів із мінімальним вмістом вологи[1,2].

4.3.3. Збагачення при рекуперації твердих відходів

У практиці рекуперації твердих відходів промисловості використовують методи збагачення перероблювальних матеріалів: гравітаційні, магнітні, електричні, флотаційні, і спеціальні.

Гравітаційні методи - засновані на відмінності в швидкості у рідкому (повітряному) середовищі частинок різного розміру і щільності. Вони об'єднують збагачення відсадкою під дією змінних за напрямом вертикальних струменів води (повітря); збагачення у важких суспензіях, щільність яких є проміжною між щільністю розділяємих частинок; збагачення у переміщуючихся по похилим поверхнях потоках, а також промивання для руйнування і видалення глинистих, піщаних та інших мінеральних, а також органічних домішок[1,2].

Магнітне збагачення використовують для відокремлення парамагнітних і феромагнітних компонентів сумішей твердих матеріалів від їх діамагнітних складових[1].

Електричні методи збагачення, основані на різниці електрофізичних властивостей розділювальних матеріалів і включають сепарацію у електростатичному полі, полі коронного розряду, коронно-електростатичному полі і трибоадгезійну сепарацію. Електростатична сепарація базується на різниці електропровідності і здатності до

електризації тертям (трибоелектричний ефект) мінеральних частинок розділеної суміші. При невеликій різниці в електропровідності частинок, використовують електризацію їх тертям. Наелектризовані частинки направляють в електричне поле, де відбувається їх сепарація[1,2].

Сепарація у полі коронного розряду, що створюється між коронуючим і осаджувальним електродами, заснована на іонізації перетину цього поля мінеральними частинками, які осідають на них іонами повітря і на відмінності інтенсивності передачі отриманого заряду поверхні осаджувального електрода, що виражається в різних траєкторіях руху частинок[1,2].

Трибоадгезійна сепарація заснована на розходженні в адгезії (прилипанні) до поверхні наелектризованих тертям частинок розділюваного матеріалу[1].

4.4. Термічні методи обробки відходів

4.4.1. Термічні методи знешкодження мінералізованих стоків

Найбільш розповсюдженими методами, які дозволяють очистити мінералізовані стоки є термічні. Тут можливі такі напрями[1]:

- значне зменшення об'ємів стоків при їх граничній концентрації та зберіганні цих розчинів в штучних та природних сховищах;
- виділення із стоків солей та інших цінних речовин та застосування опрісненої води для потребностей промисловості сільського господарства.

Процес розділення води та мінеральних речовин може відбуватися у дві стадії: концентрування початкового розчину та виділення із нього сухого залишку. Якщо виконується перша стадія, то концентрований розчин направляється на подальшу переробку або, у крайньому випадку, на захоронення. Можна подавати стічні води, минаючи стадію концентрування, безпосередньо на виділення із них сухих речовин, наприклад, у розпилювальну сушилку або в камеру згорання, наприклад циклонний реактор.

Концентрування розчинів може відбуватися у випарювальних, виморожувальних, кристалогідратних установках неперервної і періодичної дії[1,2].

У випарювальних установках концентрація розчину підвищується унаслідок видалення парів розчину при випаровуванні рідини. Ці установки найбільш розповсюджені у техніці концентрування розчинів. Вони поділяються на випарювальні установки, в яких кипіння відбувається на поверхні нагріву або у винесеній зоні, та установки адіабатного випаровування, у яких випаровування перегрітої рідини відбувається у адіабатній камері. Випарювальні установки можна умовно поділити на установки, в яких розчин контактує з поверхнею нагрівання, і установки, в яких розчин не контактує з поверхнею нагрівання. В установках першого

типу утворюються відкладення солей з відповідним зниженням щільності теплового потоку та виробництва установок. Це зумовлює періодичні зупинки агрегатів для очищення поверхні нагрівання, що знижує техніко-економічні показники та ускладнює їх експлуатацію. Ступінь концентрування розчину в них суттєво обмежений через різке збільшення відкладів зі зростанням концентрації розчину. Для покращення умов роботи доводиться застосовувати спеціальні заходи зі зниження відкладів[1,2].

В установках другого типу тепло передається проміжковому гідрофобному рідкому, твердому або газовому теплоносію, який потім при безпосередньому контакті нагріває або випаровує розчин. Нагрітий розчин подається в камери адіабатного випаровування. Ступінь концентрування розчину у таких установках суттєво підвищується, тому що небезпечність відкладів на поверхнях нагрівання практично виключається[1].

В установках, де використовують методи виморожування, концентрування мінералізованих стоків засноване на тому, що кількість солей у кристалах льоду значно менше, ніж у розчині, і утворюється прісний лід. Внаслідок цього, по мірі утворення льоду, концентрація солей у розчині підвищується. Концентрування мінералізованих вод можна здійснити двома способами: виморожуванням при випаровуванням під вакуумом або заморожуванням за допомогою спеціального холодильного агенту[1].

У кристалогідратних установках концентрування стічних вод засноване на здатності деяких речовин (фреони, хлор та ін.) при певних умовах утворювати кристалогідрати. При цьому молекули води переходять у кристалогідрати, а концентрація розчинів підвищується. При плавленні кристалів знову виділяється вода, яка є гідратоутворюючим агентом. Процес гідратоутворення може відбуватися при температурі нижче і вище навколишнього середовища. У першому випадку, як правило, необхідно застосування холодильних установок, а в другому випадку кристалогідратна установка може використовувати низькопотенційне тепло[1,2].

Холодильні та кристалогідратні методи опріснення і концентрування мінералізованих стоків застосовуються ще порівняно рідко, але в силу своїх позитивних якостей можуть набути у майбутньому широкого застосування.

4.4.2. Термічні методи кондиціонування осадів стічних вод

До методу термічного кондиціонування належать теплова обробка, рідкофазне окислення, заморожування та відтавання (останнє в основному для кондиціонування осадів водопровідних станцій) [21].

Теплова обробка є одним із перспективних методів кондиціонування.

Вона застосовується для кондиціонування осадів міських та промислових стічних вод. У технологічних схемах, що завершуються стадією зневоднення, її переваги, крім підготовки до зневоднення опадів, полягають у забезпеченні надійної стабілізації та повної стерилізації опадів[6-8].

Сутність методу теплової обробки полягає у нагріванні опадів до температури 150-200°C та витримці при цій температурі у закритій ємності протягом 0,5-2 ч. В результаті такої обробки відбувається різка зміна структури осаду, близько 40 % сухої речовини переходить у розчин, а частина набуває водовіддаючих властивостей. Осад після теплової обробки швидко ущільнюється до вологості 92-94 %, і його об'єм становить 20-30 % початкового[1].

Рідкофазне окислення його сутність полягає в окисненні органічної частини осаду киснем повітря при високій температурі та тискові. Ефективність процесу оцінюється глибиною окислювання органічної частини осаду. Ця величина залежить в основному від температури обробки. Для окислення на 50 % необхідна температура близько 200°C, на 70 % і більше - температура 250.800°C[1].

Окислення осаду супроводжується виділенням тепла. При вологості осаду близько 96 % виділеного тепла досить для самопідтримки температурного режиму і основна енергія витрачається на подачу стисненого повітря[1].

4.4.3. Сушка вологих матеріалів

Сушка являє собою процес видалення вологи із твердого або пастоподібного матеріалу шляхом випаровування рідини, яка в ньому міститься за рахунок підведеного до матеріалу тепла. Це термічний процес, що вимагає значних витрат тепла. Процеси термічного видалення тієї частини вологи, яку неможливо видалити механічним шляхом, можуть також знайти застосування при обробці промислових відходів, які необхідно підготувати до транспортування і подальшої переробки, а також при обробці деяких відходів хімічної, харчової та інших галузей промисловості. Сушка здійснюється конвективним, контактним, радіаційним і комбінованими способами[1,2].

Процес сушіння здійснюється за рахунок теплової енергії, що виробляється в генераторі тепла. Генератором тепла можуть служити парові або газові калорифери, топки, що працюють на твердому, рідкому або газоподібному паливі, інфрачервоні випромінювачі та генератори електричного струму[1].

Сушка - процес тепломасообмінний. Видалення вологи із поверхні тісно пов'язане з просуванням її зсередини до поверхні. Сушка відрізняється від випаровування тим, що у першому випадку видалення

вологи відбувається при будь-якій температурі, а в другому - якщо тиск створених парів дорівнює тиску навколишнього середовища. Випаровування відбувається з усієї маси рідини, при сушінні ж волога видаляється з поверхні висушуваного матеріалу. Випаровування - більш інтенсивний процес, ніж сушка, однак не всі матеріали можна піддавати випаровуванню. Так, волога із твердих матеріалів видаляється тільки тепловим сушінням[1].

Конвективне сушіння повітрям або газом є найбільш поширеним. У повітряному сушінні, так само як і в газовому, тепло передається від теплоносія безпосередньо до висушуваної речовини. Для одержання матеріалу необхідної якості особливу увагу потрібно приділяти технологічному режиму сушіння, правильного вибору параметрів теплоносія та режиму процесу (вибір оптимальної температури нагріву матеріалу, його вологості і т. д.). Оптимальний режим сушіння, що впливає на технологічні властивості матеріалу, залежить від зв'язку вологи з матеріалом[1].

По мірі видалення вологи із поверхні матеріалу за рахунок різниці концентрації вологи усередині матеріалу і на його поверхні, відбувається рух вологи до поверхні шляхом дифузії. У деяких випадках має місце так звана термодифузія, коли рух вологи усередині матеріалу відбувається за рахунок зменшення різниці температур на поверхні та всередині матеріалу. При конвективній сушці обидва процеси мають протилежний напрямок, а при сушінні струмами високої частоти - однаковий[1].

При сушінні деяких матеріалів до низької кінцевої вологості тепло витрачається не тільки на підігрів матеріалу і випаровування вологи з нього, а й і на подолання зв'язку вологи з матеріалом. У більшості випадків при сушінні видаляється водяна пара, однак, у хімічній промисловості іноді доводиться видаляти пари органічних розчинників. Незалежно від того, яка рідина буде випаровуватися, закономірності процесу ті ж самі.

4.4.4. Термохімічна обробка твердих відходів

При утилізації та переробці твердих відходів використовують різні методи термічної обробки вихідних твердих матеріалів та отриманих продуктів: це різні прийоми піролізу, переплаву, випалювання та вогневого знешкодження (спалювання) багатьох видів твердих відходів на органічній основі[21].

Піроліз являє собою процес розкладання органічних сполук під дією високих температур за відсутності або нестачі кисню. Характеризується протіканням реакцій взаємодії і ущільнення залишкових фрагментів вихідних молекул, в результаті чого відбувається розщеплення органічної маси, рекомбінація продуктів розщеплення з отриманням термодинамічно стабільних речовин: твердого залишку, смоли, газу. Застосовуючи термін

"піроліз" до термічного перетворення органічного матеріалу, мають на увазі не тільки його розпад, але і синтез нових продуктів. Ці стадії процесу взаємно пов'язані і протікають одночасно з тим лише розходженням, що кожна з них переважає в певному інтервалі температури або часу[1,2].

Газифікація є термохімічним високотемпературним процесом взаємодії органічної маси або продуктів її термічної переробки з газифікуючими агентами, в результаті чого органічна частина або продукти її термічної переробки перетворюються на горючі гази. У якості газифікуючих агентів застосовують повітря, кисень, водяну пару, діоксид вуглецю, а також їх суміші[1,2].

Агломерація полягає в тому, що дрібні зерна шихти нагріваються до температури, при якій відбувається їх розм'якшення і часткове плавлення. При цьому зерна злипаються, подальше швидке охолодження призводить до їх кристалізації і утворення пористого, але досить міцного кускового продукту придатного для металургійної переробці[1].

Обпалювання котунів проводять при обгрудкуванні залізорудних дрібнодисперсних концентратів із розміром частинок менше 100 мкм. Матеріали такої крупності добре обгрудковуються, особливо при введенні в шихту 0,5...2,0% пластичної сполучної домішки - бентоніту (особливого сорту високоякісної глини). З метою отримання офлюсованих котунів у шихту вводять також необхідну кількість вапна[1].

РОЗДІЛ 5. ЗАХИСТ ДОВКІЛЛЯ ВІД ЕНЕРГЕТИЧНИХ ДІЙ

5.1. Теоретичні основи захисту довкілля від енергетичних дій

Захисний пристрій (ЗП) має властивості: відбивати, поглинати, бути прозорим по відношенню до потоку енергії. ЗП можна охарактеризувати такими енергетичними коефіцієнтами: коефіцієнт поглинання α , коефіцієнтом відбивання ρ , коефіцієнтом передачі τ . При цьому виконується рівність[1]:

$$\alpha + \rho + \tau = 1. \quad (5.1)$$

Принципи захисту:

- 1) принцип: $\rho \rightarrow 1$; захист відбувається за рахунок відбивної можливості ЗП;
- 2) принцип: $\alpha \rightarrow 1$; захист відбувається за рахунок поглинальної можливості ЗП;
- 3) принцип: $\tau \rightarrow 1$; захист з урахуванням властивостей прозорості ЗП.

На практиці принципи комбінують, отримуючи різні методи захисту. Найбільше поширення отримали методи захисту ізоляцією і поглинанням.

Методи ізоляції використовують тоді, коли джерело і приймач енергії, який є одночасно об'єктом захисту, розташовані з різних сторін від ЗП. У основі цього методу лежить зменшення прозорості середовища між джерелом і приймачем, тобто виконання умови $\tau \rightarrow 0$. При цьому можна виділити два основних методи ізоляції: метод, при якому зменшення прозорості середовища досягається за рахунок поглинання енергії ЗП, тобто умова $\tau \rightarrow 0$ забезпечується умовою $\alpha \rightarrow 0$, і метод, при якому зменшення прозорості середовища досягається за рахунок високої відбивної здатності ЗП, тобто умова $\tau \rightarrow 0$ забезпечується умовою $\rho \rightarrow 1$ [27].

В основі методів поглинання лежить принцип збільшення потоку енергії, що пройшов в ЗП, тобто досягнення умови $V \rightarrow 1$. Розрізняють два види поглинання енергії ЗП: поглинання енергії самим ЗП за рахунок її добору від джерела в тій чи іншій формі, в тому числі у вигляді необоротних втрат, що характеризується коефіцієнтом α , і поглинання енергії у зв'язку з великою прозорістю ЗП, що характеризується коефіцієнтом τ . Оскільки при $V \rightarrow 1$ коефіцієнт $\rho \rightarrow 0$, то методи поглинання використовують для зменшення відбитого потоку енергії; при цьому джерело та приймач енергії зазвичай знаходяться з одного боку від ЗУ [27,28].

5.2. Захист довкілля від механічних і акустичних коливань

Основними джерелами вібрації є рейковий транспорт, різні технологічні установки, ковальсько-пресове устаткування, будівельна техніка, системи опалювання і водопроводу, насосні станції. Шкідливі вібрації створюють не лише шумові забруднення довкілля, несприятливо впливаючи на людський організм, але і представляють певну небезпеку для різних інженерних споруд, викликаючи у ряді випадків їх руйнування. Корисні вібрації використовуються у ряді технологічних процесів, але і в цьому випадку потрібне застосування відповідних заходів захисту. Зона дії вібрацій визначається величиною їх загасання в пружному середовищі і в середньому ця величина складає приблизно 10^{-6} [3].

Однією з головних причин появи низькочастотних вібрацій при роботі різних механізмів є дисбаланс деталей, що обертаються, які виникають в результаті зміщення центра мас відносно осі обертання. Виникнення дисбалансу при обертанні може спричинятись [6,10]:

- несиметричним розподілом мас, що обертаються, через викривлення валів машин, наявності несиметричних кріпильних деталей;
- неоднорідною щільністю матеріалу, через наявності раковин, шлакових включень і інших неоднорідностей в матеріалі конструкції;
- наявності люфтів, проміжків і інших дефектів, що виникають при складанні і експлуатації механізмів.

У цих випадках з'являється нерівноважна відцентрова сила, пропорційна масі системи m , квадрату кутової швидкості ω і ексцентриситету ℓ центра мас системи відносно осі обертання

$$F = \ell m \omega^2. \quad (5.2)$$

Іншою причиною появи вібрацій є процеси ударного типу. При цьому за досить короткий час імпульс тіла передається іншому нерухомому або такому, що рухається на зустріч тілу. Джерелом вібрації є різного роду резонансні коливання деталей, конструкцій, механізмів, установок. Вібрації часто супроводжуються інфразвуковими коливаннями. Дія вібрації на організм проявляється по різному залежно від того, як діє вібрація. Біологічна дія вібрацій в діапазоні частот до 15 Гц проявляється в порушенні вестибулярного апарату, зміщенні органів [1].

Методи захисту від вібрацій включають способи і прийоми зі зниження вібрацій як в джерелі їх виникнення, так і на шляхах поширення пружних коливань в різних середовищах. Перевага надається тим конструктивним рішенням, які мають більшу жорсткість і менші габарити і що мають, по можливості, менші динамічні навантаження[1].

Ефективним методом зниження вібрацій в джерелі є вибір

оптимальних режимів роботи, що полягає, головним чином, в усуненні резонансних явищ в процесі експлуатації механізмів. При цьому важливо, щоб власні частоти коливань механізму не співпадали з частотами, що виникають при дисбалансі. Для цього змінюють або масу системи, або її інші механічні параметри[1].

Віброгашення - це метод зниження вібрацій полягає у збільшенні маси і жорсткості конструкції шляхом об'єднання механізму з фундаментом, опорною плитою або підставами, які гасять вібрації. При цьому збільшується реактивна частина імпедансу коливальної системи[5].

Віброізоляція - цей метод полягає в установці різного устаткування не на фундаменті, а на віброізолюючих опорах. Такий спосіб розміщення устаткування виявляється простіший і дешевший за метод віброгашення і дозволяє отримати будь-яку міру віброізоляції. Цей метод можна використати спільно з методом віброгашення. При розгляді віброізолюючих властивостей у разі дії гармонійних навантажень часто вводять поняття коефіцієнта передачі для оцінки ефективності віброізоляції[1].

Механізм зниження рівня вібрацій за рахунок вібродемпфування полягає у збільшенні активних втрат коливальних систем. Практично це реалізовано в механізмах з великими динамічними навантаженнями з використанням матеріалів з великим внутрішнім тертям. Велике внутрішнє тертя мають сплави кольорових металів, чавуни з малим вмістом вуглецю і кремнію[1].

Однією з особливостей інфразвуку є їх слабке, в порівнянні з хвилями звукового діапазону, поглинання в повітрі. Тому інфразвук поширюється на великі відстані, «очищаючись» при цьому від більш високих гармонік. Інфразвук чинить шкідливу дію на організм людини, і потрібні спеціальні заходи захисту від нього[10].

Загасання інфразвукових коливань в приземному шарі атмосфери складає приблизно $8 \cdot 10^{-6} \frac{\text{дБ}}{\text{км}}$, тому метод захисту відстанню в цьому випадку вкрай неефективний. Для захисту від дії інфразвуку застосовуються: звукоізоляція джерела; глушники різних типів; поглинання інфразвукових коливань; вибір оптимальних режимів роботи пристроїв; спеціальні конструктивні рішення[9,10].

Звукоізоляція джерела інфразвукових коливань не має достатньої ефективності на частотах менше 10 Гц. Для підвищення її ефективності на частотах, нижче 10 Гц, вимагається створювати потужні, жорсткі конструкції з матеріалів з поверхневою щільністю $10^5 - 10^6 \frac{\text{кг}}{\text{м}^2}$, що є не дуже рентабельним[1].

Для захисту від інфразвуку найбільш ефективні методи, пов'язані із застосуванням глушників найрізноманітніших типів, вибором оптимальних режимів роботи і використанням спеціальних конструкцій. У

діапазоні інфразвукових коливань, в силу їх великої довжини, розміри резонаторів і об'єм їх внутрішніх порожнин мають бути більші, ніж у разі аналогічних глушників, вживаних для діапазону чутних хвиль. У разі інфразвукових джерел аеродинамічної природи вживають заходи обмеження швидкості витікання газу[1].

Звукові неперіодичні коливання з безперервним спектром сприймаються як шуми. Інтенсивність шумів може бути найрізноманітнішою, від шелесту листя до шуму грозового розряду. Розрізняють джерела шуму природного і техногенного походження[10].

У реальній атмосфері незалежно від людини завжди є присутніми шуми природного походження з дуже широким спектральним діапазоном від інфразвуку з частотами до ультразвуку і гіперзвуку[1].

До джерел шуму техногенного походження відносяться усі вживані в сучасній техніці механізми, устаткування і транспорт, які створюють значне шумове забруднення довкілля[21].

Техногенні шуми по фізичній природі походження можуть бути класифіковані на наступні групи[21]:

- механічні шуми, що виникають при взаємодії різних деталей в механізмах, а також при вібраціях поверхні пристроїв, машин, устаткування.
- електромагнітні шуми, що виникають внаслідок коливань деталей і елементів електромеханічних пристроїв під дією електромагнітних полів.
- аеродинамічні шуми, що виникають в результаті вихрових процесів в газах.
- гідродинамічні шуми, що викликаються різними процесами в рідинах.

Спектрально-часові характеристики шумів мають велике різноманіття. Для технічної оцінки шумів введена їх класифікація за спектральними і тимчасовими характеристиками. За характером спектра шуми поділяються на широкосмугові і тональні. Під широкосмуговими шумами розуміються шуми, що мають безперервний спектр шириною більше за октаву. Тональний шум характеризується тим, що в спектрі є присутніми окремі чутні дискретні тони[1].

За часовими характеристиками шуми діляться на постійні і непостійні. Постійні шуми в процесі вимірів на часовій характеристиці шумоміра «повільно» не змінюють рівень сигналу більше 5 дБА. У разі непостійних шумів ця зміна може бути більше 5 дБА[1].

Непостійні шуми діляться на імпульсні, переривчасті і такі, що коливаються в часі[1]:

- імпульсні, такі, що складаються з одного або декількох звукових сигналів, тривалістю 1 с і рівнями звуку, що відрізняються більше, ніж на 7 дБА;
- переривчасті шуми відрізняються тим, що рівень звуку змінюється на 5 дБА і більше кілька разів за час виміру, причому тривалість імпульсу

більша, ніж при імпульсних шумах і у момент дії імпульсу його амплітуда залишається постійною, такою, що перевищує фон;

- коливаються в часі, відрізняються тим, що рівень шуму міняється з часом.

Шуми, особливо техногенного походження, шкідливо впливають на організм людини. Ця шкідлива дія проявляється в специфічній поразці слухового апарату і неспецифічних змінах інших органів і систем людини. При дії на людину шумів мають значення їх рівень, характер, спектральний склад, тривалість дії і індивідуальність чутливості[21].

У зв'язку з тим, що шум є шкідливим виробничим чинником, а у ряді випадків і небезпечним, гранично допустимі рівні для шумів різних видів порівнюють з еквівалентними рівнями безперервних шумів. Для оцінки міри шумового забруднення природного довкілля необхідно знати як реальний шумовий фон, так і допустимий рівень шумів, встановлених санітарними нормами. Для нормування постійного шуму вибрані наступні параметри[9,10]:

- рівень звукового тиску;
- рівень інтенсивності звуку.

У разі непостійного шуму нормованими параметрами вибрані[9,10]:

- еквівалентний рівень звуку;
- максимальний рівень.

При розробці або виборі методів захисту довкілля від шумів вживається цілий комплекс заходів [1]:

- проведення необхідних акустичних розрахунків і вимірів, їх порівняння з нормованими і реальними шумовими характеристиками;
- визначення небезпечних і безпечних зон; розробка і застосування звукопоглинаючих, звукоізолюючих пристроїв і конструкцій;
- вибір відповідного устаткування і оптимальних режимів роботи;
- зниження коефіцієнта спрямованості шумового випромінювання території, яка цікавить;
- вибір оптимальної зони орієнтації і оптимальної відстані від джерела шуму;
- проведення архітектурно планувальних робіт;
- організаційно-технічні заходи щодо профілактики в частині своєчасного ремонту і змащування устаткування;
- заборона роботи на застарілому устаткуванні, має підвищений рівень шуму.

Частина енергії звукової хвилі, що падає, відбивається, частина енергії поглинається середовищем, а частина енергії проходить перешкоду завтовшки d . Відношення інтенсивності відбитої хвилі J_{omp} до інтенсивності хвилі J_o називається коефіцієнтом[1]:

$$K_{отр} = \frac{J_{отр}}{J_0}. \quad (5.3)$$

За коефіцієнт поглинання беруть відношення[1]:

$$K_{\Pi} = \frac{J_{\Pi}}{J_0}, \quad (5.4)$$

де J_{Π} - інтенсивність хвилі, яка поглинається середовищем.

За коефіцієнт проходження беруть відношення інтенсивності на виході середовища $J_{\Pi p}$ до інтенсивності, що падає[1]:

$$K_{\Pi p} = \frac{J_{\Pi p}}{J_0}. \quad (5.5)$$

Акустична проникність середовища кінцевої товщини визначається процесами поглинання звукової хвилі, багатократними відображеннями від меж розділу і подальшою інтерференцією. Строго визначення коефіцієнтів $K_{отр}$, K_{Π} , $K_{\Pi p}$ представляє деякі труднощі, оскільки в реальних випадках не вдається вичислити частини відбитої, поглиненої енергії звукової хвилі, що падає. [21]

Під реверберацією розуміється процес поступового загасання звукової енергії в закритих приміщеннях після припинення роботи звукового джерела. Кожне коливання, що поширюється в замкнутому повітряному просторі, характеризується своїм коефіцієнтом загасання, залежним від поглинання звукової енергії при багатократному її відображенні від меж розділу. Процес реверберації робить великий вплив на акустику приміщення, оскільки людське вухо сприймає прямий звук на фоні раніше збуджених власних коливань, спектр яких змінюється з часом внаслідок поступового загасання окремих власних гармонік[1].

Щільність звукової енергії $\varepsilon_{зг}$ з часом можна в загальному вигляді виразити формулою[1]:

$$\varepsilon_{зг} = \varepsilon_{зг}^0 \exp\left(-\frac{t}{\tau}\right), \quad (5.6)$$

де $\varepsilon_{зг}^0$ - щільність звукової енергії у момент виключення джерела звуку; τ - постійна часу реверберації, визначена виразом[1]:

$$\tau = \frac{4V}{v \sum K_{\Pi} S_i}, \quad (5.7)$$

де V - об'єм приміщення; v - швидкість звуку; $\sum K_{\Pi} S_i$ - сума загальних звукових поглинань усіх тіл, що знаходяться в приміщенні. Таким чином, за час t щільність звукової енергії зменшується в e раз.

Звукопоглинанням називається процес переходу частини енергії звукової хвилі в теплову енергію середовища, в якому поширюється звук.

Звукопоглинання має дисперсію, тобто досить сильно залежить від частоти. При її збільшенні звукопоглинання збільшується. Разом з безпосереднім переходом частини звукової енергії в теплову, звукова хвиля послабляється за рахунок її часткового проникнення через перешкоду щілини, вікна і так далі[1].

Звукоізолюючі конструкції у вигляді акустичних екранів застосовуються для зниження рівня шумів в довкіллі, що створюються відкрито встановленими джерелами шуму на території підприємства. Використання акустичних екранів доцільне у тому випадку, якщо рівень шуму джерела перевищує більш ніж на 10 дБ рівня шумів, що створюються іншими джерелами в даній зоні. Ефективність акустичного екрану розраховується з урахуванням розмірів і форми конструкції екрану, властивостей вживаних матеріалів, особливостей звукового поля в зоні акустичної тіні із-за дифракційних явищ. Конструкція акустичних екранів може бути найрізноманітнішої форми або стаціонарного виконання, або пересувна[1].

Глушники шуму призначені для зниження рівня шумів джерел аеродинамічної природи: газотурбінні установки, газодинамічні системи скидання стислого повітря, випробувальні стенди різних авіаційних двигунів, компресори, вентиляційні камери. Принцип дії абсорбційних глушників ґрунтований на поглинанні звукової хвилі в звукопоглинальних матеріалах. Глушники цього типу знайшли широке застосування в аеродинамічних установках із-за їх ефективності в широкому діапазоні частот при відносно не великому газодинамічному опорі. У реактивних глушниках використовується явище відображення звукової хвилі назад до джерела шуму з використанням відбивачів і об'ємних резонаторів. Цей вид глушників застосовується у тому випадку, коли в спектрі джерела шуму спостерігаються яскраво виражені дискретні складові. Їх встановлюють безпосередньо в трубопроводах, поперечні розміри яких менше довжини хвилі звукового коливання, що заглушається. У комбінованих глушниках використовують явище як поглинання, так і відображення звуку[1].

5.3. Захист від теплових випромінювань

Інфрачервоні промені є електромагнітним випромінюванням з довжиною хвилі від 0,76 мкм приблизно до 700 мкм. Інфрачервоне випромінювання (ІЧ) не сприймається людським оком, але відчувається шкірою. Часто інфрачервоне випромінювання називають тепловим випромінюванням. Серед ІЧ спектрів розрізняють лінійчасті, смугасті і безперервні[20].

Лінійчасті (атомні) ІЧ спектри випускають збуджені атоми і молекули при переходах між близько розташованими електронними рівнями енергії. Смугасті (молекулярні) ІЧ спектри виникають при

переходах між коливальними і обертальними рівнями енергії молекул. Коливальні і коливально-обертальні спектри розташовані, в основному, в середній області ІЧ діапазону. Чисто обертальні спектри розташовуються, головним чином, в далекій області ІЧ діапазону. Безперервний ІЧ спектр випромінюють усі нагріті тіла. Безперервний (суцільний) спектр обумовлений тим, що в конденсованому стані в рідинах і твердих тілах відбувається сильна взаємодія молекул і атомів, що призводить до розмиття дискретних енергетичних рівнів і утворення суцільних спектрів випромінювання[20].

Джерела ІЧ випромінювання можна розділити на дві групи: природного і техногенного походжень. Природним джерелом ІЧ випромінювання у біосфері є Сонце, діючі вулкани, термальні води, процеси тепло-масопереносу в атмосфері, усі нагріті тіла, лісові пожежі. Поверхня Землі випускає теплове випромінювання в діапазоні довжин хвиль приблизно від 3 до 80 мкм, захоплює усю середню ІЧ область. Надмірне захоплення ІЧ випромінюванням, особливо ближньої зони, може привести до опіків шкіри[20].

Найбільш поширеним джерелом ІЧ випромінювання техногенного походження являється лампа розжарювання. При температурі нитки лампи розжарювання 2300 – 2800 К максимум випромінювання припадає на довжину хвилі $\approx 1,2 \text{ мкм}$ і близько 95% енергії випромінювання доводиться на ІЧ діапазон. Використовувані для сушки і нагріву лампи розжарювання з вольфрамовим волоском потужністю 1 кВт випромінюють в ІЧ діапазоні близько 80% усієї енергії. При пониженні температури загальний зміст ІЧ випромінювання джерела зменшується. До числа спонтанних джерел ІЧ випромінювання техногенного походження відносяться також газорозрядні лампи, вугільна електрична дуга, електричні спіралі з ніхромового дроту, що нагріваються струмом, який проходить, електронагрівні прилади, плазмові установки, печі найрізноманітнішого призначення з використанням найрізноманітнішого палива та ін[20].

Основним джерелом енергії для усіх процесів, що відбуваються у біосфері, являється сонячне випромінювання. Атмосфера, що оточує Землю, слабо поглинає короткохвильове випромінювання Сонця, яке, в основному, досягає земної поверхні. Поглинання сонячної радіації, що падає, обумовлене наявністю в атмосфері озону, вуглекислого газу, парів води, аерозолів. Пряма і розсіяна компоненти сонячного випромінювання, досягаючи земної поверхні частково поглинаються землею поверхнею, а частина випромінювання, що падає, відбивається від неї залежно від характеру поверхні. Відбивна здатність тіл характеризується величиною альбедо, що оцінює відбивні або розсіювальні властивості[29].

Під дією падаючого сонячного потоку в результаті його поглинання, земна поверхня нагрівається і стає джерелом довгохвильового випромінювання, яке напрямлене до атмосфери. При цьому виникає

взаємний теплообмін між земною поверхнею і атмосферою. Різниця між короткохвильовим випромінюванням, поглиненим земною поверхнею і ефективним випромінюванням називається радіаційним балансом[29].

Головною особливістю радіаційного режиму атмосфери є парниковий ефект, який полягає в тому, що короткохвильова радіація переважно доходить до земної поверхні, викликаючи її нагрівання, а довгохвильове випромінювання, яке йде від Землі, затримується атмосферою, зменшуючи при цьому тепловіддачу Землі в космос. Радіаційний баланс земної поверхні становить 105 Вт/м^2 , а ефективне випромінювання з неї дорівнює різниці поглиненої радіації і радіаційного балансу і складає 52 Вт/м^2 [29,30].

З тепловим балансом Землі і атмосфери пов'язаний водний баланс атмосфери. В цілому цей баланс для певної поверхні відповідає рівності кількості випавших на Землю опадів і кількості водних випаровувань з поверхні Землі.

Реальний тепловий баланс Землі і атмосфери складно оцінити, оскільки ще складніше оцінити ті процеси, які впливають на цей баланс за рахунок техногенної діяльності. Одні процеси призводять до перегрівання Землі, інші - до охолодження. Окрім ролі атмосфери як теплозахисної оболонки і дії парникового ефекту, посилюваної господарською діяльністю людини, певний вплив на тепловий баланс нашої планети роблять теплові забруднюючі речовини у вигляді скидного тепла у водойми, річки, в атмосферу, головним чином, паливно-енергетичного комплексу і, у меншій мірі, від промисловості[29].

Шляхом перетворення енергії органічного палива приблизно 30% енергії палива перетворюється на електричну енергію, а частина енергії поступає в довкілля у вигляді теплового забруднення і забруднення атмосфери продуктами згорання. При збільшенні енергії споживання збільшуватиметься забруднення довкілля, якщо не вжити спеціальних заходів. Теплове забруднення водоймів та атмосфери має місце і при експлуатації атомних електростанцій. Зараз встановлена закономірність загального підвищення температури у водоймах, річках, атмосфері, особливо в місцях знаходження електростанцій, промислових підприємств у великих індустріальних районах. В свою чергу це приводить до зміни теплового режиму водоймів, що впливає на життя біоорганізмів, до виникнення небажаних повітряних потоків із-за підвищення температури в атмосфері, зміни вологості повітря та сонячної радіації і, в кінцевому випадку, до зміни мікроклімату. Теплові забруднення навколишнього середовища, підвищення температури Землі, потепління клімату заставляють звернути увагу на цю проблему з тим, щоб стимулювати розвиток принципово нових джерел енергії, маловідходних технологій, ефективних методів з переробки відходів, діючих мір охорони

навколишнього середовища та постійно діючого глобального моніторингу біосфери[29,30].

В залежності від способу перетворення енергії падаючого випромінювання приймачі інфрачервоного діапазону поділяються на основні класи[2,29]:

- теплові приймачі, в яких поглинання ІЧ випромінювання приводить до збільшення температури термочутливого елемента, що впливає на параметри речовини;
- фотоелектричні приймачі, в яких поглинання падаючого ІЧ випромінювання приводить до появи або зміни електричного струму або напруги. Вони мають, як правило селективну чутливість для роботи як в середній так і далекій областях ІЧ спектра потребують застосування низьких температур;
- люмінесцентні приймачі, в яких використовується підсилення або гасіння люмінесценції під дією ІЧ випромінювання;
- фотоплівки, які мають чутливість в ближній області ІЧ випромінювання з довжиною хвилі 1,3 мкм;
- приймачі, які призначені для візуалізації ІЧ випромінювання;
- прилади, в яких використовується метод параметричного перетворення ІЧ випромінювання у видиме при змішуванні ІЧ випромінювання з когерентним лазерним випромінюванням в нелінійних оптичних кристалах.

5.4. Захист від електромагнітних полів і випромінювань.

Залежно від частоти джерела ЕМП, його потужності і режиму роботи вибираються ті або інші засоби захисту від дії електромагнітних коливань на людський організм. Під ближньою зоною дії розуміється зона, в якій електромагнітне поле ще не сформоване на відстані $r \leq \frac{\lambda}{6} \approx \frac{\lambda}{2\pi}$ від випромінювача. У ближній зоні ЕМП характеризується електричною складовою поля $\vec{E}$. У разі одночасної роботи декількох джерел в цій зоні набуває сумарного значення квадратів напруженості поля[1]:

$$E_{\Sigma}^2 = \sum_{i=1}^N E_i^2. \quad (5.8)$$

У далекій зоні на відстанях $r > \frac{\lambda}{6}$ існує і поширюється електромагнітне поле. ЕМП характеризується інтенсивністю випромінювання. Як гранично-допустимий рівень опромінення населення приймаються такі значення електромагнітних полів, які при щоденному опроміненні у властивих для цього джерела випромінювання режимах не викликають у населення захворювань або відхилень в стані здоров'я,

виявлених сучасними методами дослідження в період опромінення або у віддалені терміни після його припинення. Основний критерій безпеки для населення встановлений на рівні не більше $500 \frac{B}{м}$ при частоті 50 Гц в місцях постійного перебування людей[1].

Спосіб захисту відстанню і часом - цей спосіб захисту докільця від дії ЕМП є основним, включаючим як технічні, так і організаційні заходи. При розміщенні на службових територіях радіотехнічних споруд і об'єктів з метою отримання рівнів дії ЕМП, ПДУ, що не перевищують, враховують[1]:

- потужність і діапазон частот джерела ЕМП;
- конструктивні особливості, діаграму спрямованості і висоту розміщення антени випромінювача;
- рельєф місцевості;
- оптимальний режим роботи джерела ЕМП;
- поверховість і особливість забудови.

З метою зменшення ЕМП промислової частоти збільшують висоту підвісу високовольтних проводів, віддаляють житлову забудову від лінії електропередачі, застосовують екрануючі пристрої. Спосіб захисту часом полягає в тому, що знаходиться поблизу джерел ЕМП якомога менше часу[31].

Спосіб захисту екранування від електромагнітних випромінювань використовує процеси відбивання і поглинання електромагнітних хвиль. Екранування повністю виключає проникнення електромагнітних хвиль у довкілля. На відкритих територіях, розташованих в зонах з підвищеними рівнями ЕМП, застосовуються екрануючі пристрої у вигляді залізобетонних огорож, екрануючих сіток, високих дерев[27].

При взаємодії електромагнітної хвилі, що падає, з радіопоглинаючим матеріалом (РПМ) відбувається її поглинання, розсіювання, а в деяких випадках РПМ - інтерференція. В результаті цих процесів відбувається дисипація енергії хвилі, що падає, в поглинаючому покритті і відбита хвиля стає незначною. Для забезпечення малого відбивання хвилі, що падає, від поглинаючого покриття вимагається, щоб його властивості не сильно відрізнялися від властивостей вільного простору, тобто середовища, в якому поширюється хвиля. На межі розділу «середовище - поверхня РПМ» не повинно бути помітного стрибка коефіцієнтів заломлення. При цьому, хвиля, що падає, без помітних відображень на межі поділу проникне в поглинаюче покриття з подальшим поглинанням і розсіюванням. Таким чином, для виконання цієї вимоги необхідно, щоб комплексний хвильовий опір поглинаючого покриття прагнув за абсолютною величиною до хвильового опору вільного простору[25].

Для ефективного поглинання хвилі необхідно, щоб середовище мало значні втрати. При цьому, уявні частини комплексної діелектричної і магнітної проникності повинні мати високі значення. При виконанні цих

умов хвильовий опір значно відрізняється від хвильового опору вільного простору і коефіцієнт відображення збільшується. Для узгодження цих двох вимог вживають ряд заходів, що враховують призначення і сферу застосування РПМ, діапазон частот його роботи, вимоги до масогабаритних характеристик, особливості експлуатації[27].

У об'ємних поглиначах використовується об'ємне поглинання електромагнітної енергії за рахунок внесення електричних або магнітних втрат. Поглинаючі матеріали цього типу складаються з основи і наповнювача. Як основа використовуються різні каучуки, пінопласти і інші органічні речовини. В якості наповнювачів використовують порошки графіту, вугільної і ацетиленової сажі, порошки карбонільного заліза, ферити, тонкі металеві волокна. Зовнішню поверхню об'ємних поглиначів часто виконують у вигляді шпильок, що мають форму конуса або піраміди. Різновидів об'ємних поглиначів велика різноманітність. До їх переваг належить високе поглинання енергії ЕМП з малим коефіцієнтом відображення в широкому діапазоні частот. До числа недоліків можна віднести відносно великі масогабаритні параметри[32,33].

Резонансні поглиначі є композицією з чергуючих шарів діелектрика та провідних плівок металу. Товщина діелектрика складає чверть довжини хвилі випромінювання, що падає, або кратна непарному числу. Принцип дії таких систем заснований на інтерференції хвилі, що падає, та утворенні в них стоячих хвиль. Такі поглиначі мають низький коефіцієнт відбивання, малу масу, компактність, але недостатньо широкосмугові[34].

Вплив техногенних випромінювань на біологічні об'єкти. Атмосфера, гідросфера та верхня частина літосфери, яка називається біосферою, являє собою цілісну, складну, динамічну систему, в якій живі організми та середовище їх знаходження органічно пов'язані один з одним та взаємодіють між собою[21].

Однією із умов стійкої рівноваги екосистеми є відносна сталість цих факторів або, їх зміна в межах, які не будуть перевищувати швидкості адаптації живих організмів. Необоротні процеси в біосфері відбуваються протягом мільйона років і живі організми, які мають дивовижні властивості пристосовуватися до зовнішніх умов, встигають адаптуватися. Інший характер мають антропогенні зміни навколишнього середовища, які іноді приводять до різкого збурення середніх значень абіотичних факторів, які виходять за межі стійкості існування та розвитку живого організму[8].

Поява людини, як вищої розумної істоти, чинила та чинить все більше зростаючий вплив на біосферу. Наряду з глибоким діелектричним поєднанням людини та природи, їх взаємозв'язок мають противоречивий характер. З однієї сторони, людина вийшла із природи, користується її ресурсами, з іншої сторони, через свою бурну діяльність людина стала створювати свою власну, відмінну від природної екосистему людини. Поява в біосфері нових компонентів, які визвані діяльністю людини,

характеризують терміном антропогенне «забруднення». Під цим терміном розуміють відходи, які потрапляючи в навколишнє середовище, змінюють або руйнують її біотичні та абіотичні властивості. Забруднення може також впливати на енергетичний баланс, фізико-хімічні властивості, рівні радіоактивності та електромагнітного фону навколишнього середовища[8].

Техногенні «забруднення» та шкідливий вплив можна поділити на чотири великі групи: фізичні, хімічні, біологічні та естетичні[1].

До фізичних забруднюючих речовин відносяться шум, вібрація, електромагнітні поля, іонізуюче випромінювання радіоактивних речовин, теплове випромінювання, ультрафіолетове та видиме випромінювання, що виникає в результаті антропогенної діяльності[1].

До хімічної групи забруднюючих речовин відносять не лише різні хімічні елементи та речовини, але й ті сполуки, які утворюються при взаємодії потрапивших забруднень з біотичними та абіотичними факторами біосфери. Це дуже небезпечно, так як достатньо важко передбачити швидкість та характер хімічних взаємодій, в результаті яких кінцевий продукт може виявитися ще більш токсичним, ніж в початковому стані. Інтенсивне використання ядохімікатів, які розпилюють за допомогою авіації, привело до широкого забруднення навколишнього середовища. Безумовно, ці шкідливі речовини впливають на всі складові частини біосфери[1].

До біологічних забруднюючих речовин можна віднести мікробіологічне отруєння, зміну структури біоценозів[1].

Естетична шкода проявляється в порушенні пейзажів за рахунок наростаючої урбанізації, будівництва промислових об'єктів на території природних заповідників[1].

Природне середовище, яке нас оточує має джерела, які утворюють шумовий, електростатичний та електромагнітний природний фон Землі. До основних джерел, які утворюють електромагнітний та шумовий фон, відноситься Сонце, магнітосфера, атмосферна електрика[3].

Процес передачі енергії від ядра Сонця на його периферію достатньо складний. Більша частина енергії із верхньої частини сонячної корони виноситься потоками сонячного вітру. Ці потоки являють собою плазму. Яка радіально стікає в міжпланетний простір. Утворення сонячного вітру зумовлено потоками енергії більш глибоких шарів Сонця. В залежності від стану сонячної активності біля орбіти Землі концентрація протонів n_p складає від декількох частинок до декількох десятків частинок в одному $см^3$ при потоці $5 \cdot 10^7 - 5 \cdot 10^8 см^{-2} \cdot с^{-1}$. Енергія, яка відноситься сонячним вітром в міжпланетний простір, складає $10^{20} - 10^{22} Вт$. Зміна інтенсивності сонячного вітру в значній мірі впливає на нагрівання верхньої атмосфери Землі, північні саява, магнітні бурі та різні біофізичні процеси. Збільшення інтенсивності сонячного вітру відбувається в результаті сонячних спалахів, які виникають в активних областях атмосфери та тривають від декількох

хвилин до декількох годин. Енергія, яка виділяється при спалаху, досягає 10^{22} Дж. При цьому спостерігається значне збільшення інтенсивності ультрафіолетового випромінювання Сонця, що супроводжується всплесками рентгенівського та радіовипромінювання, значним виділенням частинок високих енергій, майже до 10^4 МэВ. Сонячні спалахи не дають кардинального значення на енергетичний баланс Землі. Однак сонячні спалахи дають суттєвий вплив на біохімічні та біофізичні процеси, Сонце в кінцевому рахунку, є одним із основних джерел енергії Землі не лише у вигляді постійної подачі електромагнітної енергії, та інших джерел енергії, таких як органічне паливо, механічна енергія вітру, морського прибою і т. д., походження яких багато в чому зумовлено сонячним випромінюванням[6].

У іоносфері виникають інтенсивні потоки. Оскільки рух заряджених часток залежить від величини і напряму силових ліній електричного і магнітного полів, від їх тимчасових залежностей, від знаку заряду і вектору швидкості, то відповідно до визначення траєкторії кожної окремої частинки представляє надзвичайно важке завдання. Кожна заряджена частка окрім дії полів зазнає при своєму русі зіткнення з іншими частками з непередбачуваним характером обміну імпульсами. Нині розроблений механізм, що пояснює основні процеси взаємодії сонячного вітру, магнітосфери і іоносфери Землі, у тому числі і утворення полярних сьайв[7].

Атмосферна електрика - істотний абіотичний чинник у біосфері, що грає велику роль в екології. Електростатичні сили, визначені кулонівською взаємодією між двома нерухомими зарядами, у багато разів більше гравітаційної взаємодії. При появі в атмосфері одного роду електрики завжди з'являється рівна кількість електрики іншого роду. Немає жодного явища, при якому створювався або зникав заряд одного роду. Завжди відбувається перерозподіл заряду між тілами. При іонізації атомів виникають вільні електрони, але при цьому виникають і позитивно заряджені іони[6,7].

Джерелами атмосферної електрики в локальних областях є виверження вулканів, торнадо, заметілі, пилові бурі, розбризкування морських хвиль і водоспадів, хмари, опади, парові і димові утворення природного і техногенного походження. При цьому електризація атмосфери відбувається дуже бурхливо, що призводить до виникнення грозових явищ. У грозових хмарах щільність струмів на порядок більша від щільності в зливових хмарах. Сумарний струм, поточний на земну поверхню від однієї грозової хмари, приблизно дорівнює 0,1А (у наших широтах) і досягає 1А в районах екватора[6,7].

Вивчення електричних процесів в атмосфері і контроль за станом атмосфери мають велике значення для екології як з точки зору біологічної дії атмосферної електрики, так і з точки зору зменшення його шкідливої і

небезпечної дії на різні техногенні об'єкти. Електричні процеси, що відбуваються в атмосфері, зумовлені не лише статистичною електрикою і електромагнітним, космічним і сонячним випромінюванням, але і самі хмари є джерелами радіовипромінювання. Атмосферна електрика проявляється у вигляді різноманітних явищ, з яких видне місце займають блискавки[8].

Блискавки є іскровим розрядом між ізолюваними одна від однієї частинками повітря. Блискавки бувають лінійними, точковими і кульовими. Серед лінійних блискавок розрізняють «наземні» і внутрішньохмарні.

Точкові блискавки складаються з «плям-точок», що світяться, розділених темними проміжками. Кулевидні блискавки є утвореннями овальної форми, що світяться, з діаметром приблизно 10 - 20 см. Кулясті блискавки мають значні питомі енергії, що досягають $10^6 - 10^7 \text{ Дж} / \text{с}$. Усі види блискавок мають шкідливу, а іноді небезпечну дію на різні об'єкти і людину[8].

При напруженості електричного поля більше $500 - 1000 \text{ В} / \text{м}$ біля поверхні Землі в атмосфері виникає світіння, яке спостерігається в гострих частинах собору святого Єльма, тому і називаються вогні Єльма[8].

Джерелами УФ випромінювання є зірки та інші космічні об'єкти. В діапазоні $\Delta\lambda = 0,09 - 0,02 \text{ мкм}$ випромінювання цих тіл поглинається міжзірковим воднем та частково верхніми шарами атмосфери. Велика кількість джерел УФ випромінювання мають техногенне походження. Будь-яке тіло, яке нагрівається до 3000K та вище, має в своєму спектрі ультрафіолетову компоненту. Чим вища температура тіла, тим більше проявляється ультрафіолетова складова спектра. Будь-яка високотемпературна плазма являється джерелом УФ випромінювання, які мають лінійчатий та неперервний спектри. Із збільшенням електронної температури збільшується інтенсивність УФ випромінювання, а в деяких випадках, навіть і рентгенівське випромінювання[8].

До техногенних джерел УФ випромінювання відносяться більш ніж 70 різних лазерних систем, працюючих в УФ та вакуумному УФ діапазоні. До таких джерел відносяться деякі металургійні печі та домни, що плавлять високотемпературні метали і сплави з використанням кисневого дуття, потужних електронних і плазмових потоків[21,8].

В основі біологічної дії УФ випромінювання лежать фотохімічні процеси молекул біополімерів, які виникають в організмах при поглинанні верхніми шарами тканини рослин або шкіри тварин та людини падаючого випромінювання. В залежності від інтенсивності та довжини хвилі УФ випромінювання діє двояко на живі організми. З однієї сторони, малі дози УФ опромінювання дає благотворний вплив на людину та тварин, і сприяє утворенню вітамінів групи D. З іншої сторони, УФ опромінювання

шкідливо впливає на живі організми[9].

Враховуючи велику енергію квантів УФ випромінювання і їх можливість спричиняти деструкцію молекулярних і міжмолекулярних зв'язків, а також безпосередньо впливати на внутріклітинні тканини з утворенням радикалів, УФ проміння являють велику небезпеку для клітини живого організму. Великі дози УФ випромінювання можуть викликати опіки шкіри та канцерогенні реакції, ушкодження очей та інші небажані процеси. УФ проміння з довжиною хвилі 0,24 – 0,28 мкм особливо сильно впливають на організм і приводять до летальної та мутагенної дії, так як цей спектр співпадає з спектром поглинання нуклеїнових кислот. При поглинанні квантів УФ діапазону відбуваються хімічні зміни ДНК за рахунок утворення димерів, які протистоять нормальному здвоєнню ДНК в процесі ділення клітини. Це призводить до загибелі клітини або зміни її спадкових властивостей, тобто утворенню мутацій. Більшість живих клітин мають можливість встановлюватися після ушкоджень, спричинених УФ випромінюванням[9].

Механізм дії УФ випромінювання на живі організми до кінця не вивчений, тим паче неможливо передбачити наслідки виживання різних біооб'єктів при збільшенні інтенсивності УФ випромінювання та зміщенню його спектра в сторону коротких хвиль. Цей процес є небажаним. Людству потрібно піклуватися про те, щоб атмосфера та озоновий шар залишалися надійним захистом від пагубного короткохвильового УФ випромінювання[14,15].

Озон, який знаходиться в атмосфері, відіграє виключно важливу роль з точки зору процесів поглинання короткохвильової складової сонячної радіації, тим самим виконуючи захисну функцію для біосфери, так і з точки зору регулятора температурного режиму атмосфери[8].

Зосереджений в стратосфері шар озону має великий вплив на температурний режим атмосфери і процеси поглинання сонячної радіації у всьому спектральному інтервалі. В тропосферному шарі температура із збільшенням висоти зменшується приблизно на 6 К на один кілометр. Цей шар атмосфери називається першим ізотермічним шаром. Вище цього шару температура знову зростає майже до 270 К, досягаючи рівня стратопаузи і до 55 км залишається сталою. Ця область називається другим ізотермічним шаром. Необхідно відмітити, що основна маса повітря атмосфери припадає на тропосферу і стратосферу і лише 1% приходить на масу атмосфери, яка знаходиться вище 51 км. Із області екзосфери, що знаходиться вище області термосфери, відбувається розсіювання атомів атмосфери в світовий простір за рахунок процесів дисоціації. [8]

Фотоемісійні приймачі випромінювання найбільш розповсюджені так як використовують зовнішній фотоефект. Основне призначення цих приймачів – перетворення оптичного сигналу на електричний або перетворення спектрального складу та чіткого зображення при реєстрації

падаючого УФ випромінювання[14].

Основними характеристиками фотоелементів є спектральна чутливість фотокатода; залежність струму від світлового потоку; анодна залежність струму в колі аноду від напруги; частотна залежність вихідного сигналу від частоти синусоїдально-модульованого світлового потоку. Основними параметрами ФЕ є робоча площа фотокатода; номінальна напруга джерела струму; область спектральної чутливості; спектральна чутливість для довжини хвилі, на якій параметр має максимальне значення; світлова чутливість, темновий струм, найбільше значення анодного струму в лінійному режимі. Ці прилади являють собою комбінацію електронних приладів СВЧ та фотоелектричних приладів. Цей новий клас електронних приладів дякуючи своїй чутливості та широкополосності, дуже перспективний в системах лазерного зв'язку[14].

Із квантової теорії відомо, що внутрішня енергія частинок та самої матерії квантова, тобто може мати ряд певних дискретних енергетичних рівнів. Перехід із одного стану в інший супроводжується випромінюванням або поглинанням кванта. Основний рівень – нижній енергетичний рівень частинки – відповідає найменшій внутрішній енергії. Інші рівні, відповідають великим значенням енергії, називаються збудженими. Перехід між рівнями може бути з випромінюванням та без випромінювання. В першому випадку квант енергії потрапляє в навколишній простір, у другому – передається сусіднім частинкам[14,15].

Випромінювальний перехід супроводжується спонтанним або індукованим випромінюванням. При спонтанному випромінюванні відбувається самовільний перехід частинки з верхнього енергетичного рівня на нижній. При цьому фотони не зв'язані між собою, тобто, їх поляризація, фаза, напрямок розповсюдження мають випадковий характер. Індуковане випромінювання відбувається при переході частинки із збудженого рівня на основний під дією кванта зовнішнього електромагнітного поля, частота якого точно відповідає цьому переходу[34].

Для отримання ефекту підсилення поля необхідно, щоб населеність верхнього рівня була більш населеною ніж нижнього рівня, тобто у випадку термодинамічної рівноваги повинно виконуватися умова інверсної населеності. Такий стан квантової системи називається активним. Інверсійна населеність – необхідна умова роботи всіх квантових генераторів та підсилювачів. У випадку рівноважного розподілу у відповідності з законом Больцмана населеність верхнього рівня завжди повинна мати меншу населеність нижнього рівня. У випадку інверсної населеності із двох обраних рівнів верхній рівень повинен мати інверсійну населеність, що відповідає нерівноважному стану[34].

Для забезпечення необхідної умови роботи квантового приладу за допомогою допоміжного некогерентного джерела енергії добиваються

того, щоб пара будь-яких рівнів мала інверсійну населеність. Такий процес називається «накачкою», за допомогою якого встановлюється нерівноважна заселеність будь-якої групи енергетичних рівнів. На сьогоднішній день існує велика кількість методів створення інверсійної населеності: метод допоміжного випромінювання, стаціонарний газовий розряд, нестаціонарні теплові методи накачки, корпускулярна накачка, хімічні методи накачки, метод інжекції носіїв струму в напівпровідниках[34].

Всі лазерні системи діляться на чотири групи[21]:

- *Лазери на твердому тілі.* До цієї групи відносяться квантові прилади, активним середовищем яких є тверді кристалічні або аморфні речовини, активовані визначеними елементами, наприклад, хром, кобальт, нікель та ін. Найбільш розповсюдженим методом накачки твердотільних лазерів є оптичний метод. При цьому використовується інтенсивне джерело світла. Основною перевагою твердо тільних лазерів є високі значення потужності та енергії випромінювання. Це пояснюється тим, що в твердому тілі легко забезпечити високу концентрацію атомів-активаторів в матриці.

- *Газові лазери.* До цього класу квантових приладів відносяться лазери, у яких активним середовищем є газ або суміш газів. В залежності від використання енергетичних рівнів молекул, атомів або іонів газові лазери можна розділити на молекулярні, атомні та іонні. У зв'язку із тим, що енергетичний спектр газу точно відповідає енергетичному спектру окремих атомів, в цих системах можна встановити різні схеми переходів між енергетичними рівнями. А також в газових лазерах отримують високий порядок монохроматичності та когерентності випромінювання, тому що газ є оптично однорідним середовищем, що дозволяє використати великі відстані між дзеркалами. Далі, газове середовище дозволяє застосовувати різні способи створення інверсії населеності.

- *Рідкі лазери.* Цей клас квантових приладів поєднує переваги твердотільних лазерів з точки зору використання великої концентрації активних носіїв та газових лазерів з точки зору отримання оптичної однорідності у великих об'ємах. Виготовлення активних елементів великих розмірів твердотільних лазерів є складним і дорогим. У рідких лазерах, можна використовувати великі об'єми активного середовища, що поміщається в активний резонатор. Крім того, при неперервній роботі рідка активна речовина дає можливість під час роботи підтримувати оптимальну температуру за рахунок циркуляції в просторі оптичного резонатора.

- *Напівпровідникові лазери.* В цих лазерах використовують різні напівпровідникові матеріали. За допомогою цих лазерів можна отримувати індуковане випромінювання в широкому діапазоні. Головною перевагою напівпровідникових лазерів є високий ККД.

Лазерне випромінювання, має високу інтенсивність, дозволяє отримувати великі значення електричної напруженості в потоці. Лазерне випромінювання дає можливість відносно просто варіювати потужність променевого потоку, змінювати напрямок його розповсюдження за допомогою лінз, які фокусують, зовнішніх коліматорів, відбиваючих дзеркал або спеціальних приладів. Властивості лазерів дозволяють отримати незвичайно великі значення яскравості випромінювання. Однією із важливих характеристик лазерного випромінювання є направленість випромінювання[34].

Застосування традиційних методів вимірювання рівня забрудненості атмосфери стикається з труднощами, які заключаються в тому, що відбір проб відбувається в складних умовах. Обробка результатів відбувається порівняно тривалий час. Крім того, точність вимірювань має значні похибки із-за взаємного впливу вимірювального приладу на об'єкт дослідження. Великими перевагами володіють дистанційні методи, а особливо методи з використанням лазерних випромінювань. Методи лазерної діагностики дозволяють проводити вимірювання на великих відстанях від досліджуваного об'єкту. При цьому не потрібно проводити відбір проб та хімічний аналіз. В основі методів лазерного зондування використовується опромінювання об'єкта падаючим потоком з послідовним аналізом потоку, який пройшов через об'єкт. Використовуючи будь-який ефект взаємодії падаючого лазерного випромінювання з частинками атмосфери приходять до різних методів лазерного зондування[21].

Метод оптичної локації лазерного зондування атмосфери аналогічний методу радіолокації. Прилади, які працюють на цьому принципі в оптичному діапазоні, іноді називаються лідарами. За допомогою цього методу можна визначити повну концентрацію аерозольних частинок без встановлення роду та властивостей розсіювальних частинок[30].

Метод комбінованого розсіювання заключається в тому, що під час розсіювання світла газовими молекулами відбувається зсув розсіювального випромінювання. Комбінаційний зсув частот має кожна молекула газу, який характерний тільки для неї. Середовище, яке складається із суміші газів молекул, має свій, тільки їй притаманний комбінаційний спектр. Реєстрація спектру розсіювального випромінювання дозволяє визначити наявність домішок в досліджуваному середовищі шляхом аналізу ліній зсуву та смуг поглинання[30].

Метод резонансної флюоресценції оснований на можливості окремих молекул флюорисцинувати під дією падаючого лазерного випромінювання визначеної довжини хвилі[30].

Метод реєстрації випромінювання, що проходить – оснований на реєстрації випромінювання, яке проходить через досліджуване

середовище. Цей метод може бути дуже громіздким і незручним в системах дистанційного виявлення. Різновидності цього методу мають високу чутливість, що дуже вигідно для випадків, коли можна відбирати проби повітря із забруднюючими речовинами та робити тонкий аналіз з високою ідентифікацією[30].

5.5. Захист інформаційних і інформаційно-комунікаційних систем (ІКС) й інфо-комунікаційних мереж, як елемента довкілля, від впливу зовнішніх сил, у тому числі ЕМ випромінювань

Одним із найважливіших завдань при вивченні впливу ЕМ полів на різні структури електротехнічних систем є дослідження стійкості силових кабельних ліній (КЛ) високої та низької напруги, а також захисту інформаційних каналів систем управління енергетичними об'єктами по відношенню до дії зовнішніх електромагнітних випромінювань різного походження та оцінка відповідних струмів і напруг, що наводяться цими випромінюваннями в лініях. При цьому під зовнішніми розуміються випромінювання, що генеруються у широкому діапазоні частот зовнішніми по відношенню до КЛ джерелами найрізноманітнішої природи. В якості таких джерел, можуть виступати різні елементи електротехнічних систем, що генерують ЕМ поля, наприклад, близько розташовані лінії електропередачі, комутаційні пристрої і струмообмежувачі, приймачі і перетворювачі електричної енергії низької і високої напруги, а також електричні розряди блискавки, різного роду потужні випромінювачі ЕМ енергії (наприклад, потужні НВЧ-системи, радіопередавачі та локаторні системи), джерела іонізуючого випромінювання[11].

При екрануванні КЛ, значно знижується ступінь впливу зовнішнього ЕМ поля, амплітуди наведеної напруги в жилах КЛ такі, що з ними доводиться рахуватися, коли йдеться, наприклад, про питання якості електричної енергії. Крім того, проблема захисту КЛ має особливу значимість при вирішенні питань ефективного захисту інформаційних потоків в системах управління, зв'язку та телекомунікації, які використовуються на енергетичних об'єктах. Таким чином, виникає необхідність оцінювати ступінь впливу зовнішніх ЕМ полів, а також на показники якості електричної енергії КЛ та вторинних ланцюгів, і достовірність переданої інформації (керуючих сигналів) — для КЛ систем управління електротехнічними об'єктами і систем зв'язку[27].

Облік електромагнітної сумісності силових, вторинних та інформаційних КЛ з іншими елементами розглянутої електротехнічної системи дозволяє попередити несприятливі дії зовнішніх ЕМ джерел. Прикладами таких дій можуть бути, як уже зазначалося, погіршення показників якості електроенергії, що передається по КЛ, а також нагрівання оболонок, отже, збільшення втрат в лінії[35].

Слід також зазначити, що в останні роки все більше поширюється використання чутливого електронного обладнання та комп'ютерної техніки в електротехнічних системах - це всілякі електронні апарати захисту, засоби комп'ютерного контролю та управління енергетичними системами, що використовують кабельні та радіоканали передачі інформації. Ця обставина, звичайно, має на увазі, що живлять таке обладнання лінії та лінії, що використовуються для обміну керуючими (інформаційними) сигналами, вимагають екранування. На жаль, реальна ефективність екранування часто далека від досконалості, внаслідок чого наведені на зовнішніх оболонках ЕМ поля все ж таки в тій чи іншій мірі проникають крізь екран і впливають на характеристики напруг і струмів в центральній жилі. Це зумовлює необхідність практичного вивчення ступеня такого впливу[33].

Про актуальність перелічених проблем говорить хоча б те, що в останні два десятиліття цим питанням приділяється особлива увага цілим рядом міжнародних наукових організацій та науковою громадськістю. Ще однією з актуальних задач при оцінюванні змін параметрів електротехнічних систем, що відбуваються в результаті впливу ЕМ поля на КЛ, є вивчення особливостей поширення наведеного зовнішнім ЕМ полем сигналу уздовж лінії в залежності від характеру приєднаної до неї навантаження, включаючи питання модуляції, порушення синусоїдальності, генерації вищих гармонік і т. д.[33].

Зазначені міркування визначають актуальність розробки методів і алгоритмів моделювання впливу зовнішніх джерел ЕМ поля на кабельні лінії різного призначення, які дозволили б враховувати величину вкладу цього поля у власну напругу КЛ при вирішенні зазначеного комплексу проблем[36].

Детальне дослідження проблеми зовнішнього ЕМ впливу на провідник передбачає аналіз залежності наведеної напруги від параметрів падаючої хвилі: кута її падіння на провідник, частоти і амплітуди. Не менш важливим завданням, є дослідження впливу наведеного сигналу на корисний сигнал в кабелі і нормальний режим роботи навантаження досліджуваної лінії[37].

Для розрахунку полів, що виникають при падінні ЕМ хвилі на кабель, була вирішена задача дифракції для нескінченно протяжного кабелю[38].

Часто для вирішення задачі впливу зовнішнього ЕМ поля на кабельні лінії в якості коаксіального кабелю розглядають провідний круговий циліндр, поміщений у зовнішнє поле. Для різних випадків завдання просторової неоднорідності поля методом енергетичного балансу одержано ряд формул для поширення щільності струму, втрат, електродинамічних сил і моментів. Проте такий підхід надто спрощує реальну геометрію кабелів і не враховує шарувату структуру кабельної лінії з різними електричними та магнітними властивостями кожного з

шарів[39].

На даний момент проблема вирішується переважно теоретично, а практичних рекомендацій для інженерів-проектувальників та інженерів-виробників з обліку можливого зовнішнього впливу (на етапі проектування електричних мереж, а також для додаткового захисту функціонування кабельних ліній) не існує[39].

Наступним етапом при вивченні впливу зовнішнього ЕМ впливу на дротові лінії є вивчення характеру поширення по провіднику наведених хвиль струму і напруги (ХСН). Математичний розрахунок ХСН зводиться до розв'язання задачі Коші для системи телеграфних рівнянь, що характеризують зміну струму і напруги на одиницю довжини лінії. Однак класичними телеграфними рівняннями можна розраховувати неоднорідні лінії і враховувати неоднорідні зовнішні впливи. При розгляді лінії, що знаходиться у зовнішньому електричному або магнітному змінних полях, слід описувати наведену в ній напругу за допомогою системи диференціальних рівнянь доповнених доданками, які визначаються зовнішніми полями. Таким чином, ці рівняння стають неоднорідними. Одна з основних труднощів полягає у тому, що зовнішнє поле змінюється по довжині лінії. Приклади можна наводити із різних областей[39,40]:

- розряд блискавки поблизу лінії електропередачі;
- вплив поля на кабелі, розташовані на території відкритої підстанції; в цьому випадку область впливу ЕМП може бути на багато меншим за довжину кабелю;
- зміна траси кабелю, наприклад, її поворот на 90° і т. д

Розроблений алгоритм дозволяє визначати можливі відхилення напруги у кабельній лінії з певними параметрами від номінальної напруги в залежності від амплітудних і частотних характеристик падаючої хвилі. Для цього параметри зовнішніх електромагнітних полів рекомендується вимірювати за допомогою спеціального обладнання. У результаті, за допомогою отриманої номограми можна виявити випадки, коли такі відхилення перевищують припустимі ГОСТом норми. Така інформація корисна, перш за все, при проектуванні або реконструюванні енергооб'єктів, коли слід враховувати електромагнітну сумісність кабельних ліній різного призначення та розташованого поблизу електрообладнання[40].

Представлений підхід є значно простим і менш трудомістким у порівнянні із іншими, які використовувалися і базувалися на досить складній моделі лінії з розподіленими джерелами.

Теоретичні і практичні результати, що вказують на необхідність вирішення проблем ЕМС кабельних ліній з іншими об'єктами електроенергетики. Особливо це необхідно при проектуванні кабельних ліній низької напруги, контрольних кабелів і кабелів систем управління та автоматизації. Прогнозування ЕМ обстановки слід здійснювати як на

стадіях конструювання, проектування, монтажу, експлуатації, так і при реконструкції електротехнічних комплексів і систем. Слід рекомендувати[40]:

1. Перед проектуванням трас проходження кабельних ліній різного призначення необхідно заздалегідь проводити оцінку ЕМ обстановки на шляху їх слідування. Особливо це відноситься до кабелів, що живлять електронну апаратуру захисту, протиаварійної автоматики та зв'язку.

2. Для вже існуючих кабельних трас потрібно використовувати додаткове екранування. Броню, що використовується в якості екрану, слід заземлювати двічі - на території РУ і при вході у будівлю ГЩУ (головним щитом управління) і ОПУ (оперативним пультом управління).

3. Прокладати кабелі і ошиновки силових ліній високої напруги на значних відстанях більше ніж 50 м від приміщень з ГЩУ і ОПУ.

4. Використовувати, де це можливо, оптичні лінії зв'язку, які мають перевагу перед традиційними кабелями, що не є нечутливими до ЕМП та високою пропускну здатністю, а, отже, є високим та надійним якісним зв'язком.

5. На вторинні кабелі, що приходять з РУ, необхідно встановлювати спеціальні фільтри на частоти, характерні для комутаційних перешкод, які існують на конкретному енергооб'єкті. Необхідно забезпечити низький опір на заземлювальному контурі енергооб'єкту в цілому і заземлюючих пристроїв комутаційних апаратів зокрема.

6. При прокладці кабелів із сигналами різного типу в одному лотку слід передбачати їх поділ на різні пучки за типами сигналу і розведення на найбільші можливі відстані один від одного. При наявності кабелів різних напруг існує необхідність в обов'язковому екрануванні, особливо якщо кабель не має металевих оболонок.

5. 6. Радіація. Природні та штучні джерела радіоактивного забруднення. Захист від радіації

5. 6. 1. Теоретичні основи фізики іонізуючого випромінювання

Радіація - узагальнене поняття. Воно включає різні види випромінювань, частина яких зустрічається у природі, інші виходять штучним шляхом.

Перш за все слід розрізнити корпускулярне випромінювання, яке складається із частинок з масою відмінною від нуля, і електромагнітне випромінювання. Корпускулярне випромінювання може складатися як із заряджених, так і з нейтральних частинок. Розрізняють такі види корпускулярного випромінювання[34]:

Альфа-випромінювання - є ядра гелію, які випускаються при

радіоактивному розпаді елементів важче свинцю або утворюються в ядерних реакціях.

Бета-випромінювання - це електрони або позитрони, які утворюються при бета-розпаді різних елементів від найлегших (нейтрон) до найважчих.

Космічне випромінювання приходить на Землю з космосу. До його складу входять переважно протони і ядра гелію. Більш важкі елементи складають менше 1%. Проникаючи вглиб атмосфери, космічне випромінювання взаємодіє з ядрами, що входять до складу атмосфери, і утворюють потоки вторинних частинок (мезони, гамма-кванти, нейтрони).

Електромагнітне випромінювання має широкий спектр енергій і різні джерела: гамма-випромінювання атомних ядер і гальмівне випромінювання прискорених електронів, радіохвилі.

Різні види радіації по різному взаємодіють з речовиною в залежності від типу частинок, що випускаються, їх заряду, маси і енергії. Заряджені частинки іонізують атоми речовини, взаємодіючи з атомними електронами. Нейтрони і гамма-кванти, стикаючись із зарядженими частинками у речовині, передають їм свою енергію, в разі гамма-квантів можливо також народження електрон-позитронних пар. Ці вторинні заряджені частинки, гальмують в речовині, викликають його іонізацію[41].

У реакції організму на опромінення можна виділити чотири фази. Перша, фізична фаза іонізації і збудження атомів триває 10-13 с (всі фази тривають приблизно такий же час). У другій, хіміко-фізичній фазі утворюються високоактивні у хімічному відношенні радикали, які взаємодіючи із різними сполуками, дають початок вторинним радикалам, які мають значно більші порівняно з первинними терміни життя. У третій, хімічній фазі, радикали, що утворилися, вступають в реакції з органічними молекулами клітин, що призводить до зміни біологічних властивостей молекул[19,].

Описані процеси перших трьох фаз є первинними і визначають подальший розвиток променевого ураження. У наступній за ними четвертій, біологічній фазі, хімічні зміни молекул перетворюються на клітинні зміни. Різні види випромінювань характеризуються різною біологічною ефективністю, що пов'язано з відмінностями в їх проникаючу здатність і характером передачі енергії органам і тканинам живого об'єкта, що складається в основному із легких елементів[19].

Альфа-випромінювання має малу довжину пробігу частинок і характеризується слабкою проникаючою здатністю. Воно не може проникнути крізь шкірні покриви. Пробіг альфа-частинок з енергією 4 МеВ в повітрі становить 2.5 см, а в біологічній тканині лише 31 мкм. Альфа-випромінюючі нукліди становлять велику небезпеку при надходженні всередину організму через органи дихання і травлення, відкриті рани та опікові поверхні[16].

Бета-випромінювання має більшу проникаючу здатність. Пробіг бета-частинок в повітрі може досягати декількох метрів, а в біологічній тканині декількох сантиметрів. Так пробіг електронів з енергією 4 MeV в повітрі становить 17.8 м, а в біологічній тканині 2.6 см[16].

Гамма-випромінювання має ще більш високу проникаючу здатність. Під його дією відбувається опромінення всього організму[16].

Час життя збудженого стану дуже малий ($<10^{-13}$ с), однак в деяких випадках збуджений стан ядра може існувати дуже довго. Такі ядерні стани називаються метастабільними. Ядра, які мають метастабільні рівні, називаються ізомерами. Ядро – ізомер несе в собі властивість 2-ох ядер: його параметри (маса, спин, магнітний момент) в цих станах різні. Ізомерні стани часто бувають у важких ядрах. Причиною ізомерії може бути сильна відмінність у формі ядра для ізомерного і основного станів[16].

Внутрішня конверсія – це процес, який конкурує із γ – випромінюванням і ця конкуренція характеризується повним коефіцієнтом внутрішньої конверсії α , який дорівнює відношенню ймовірності випускання електронів до ймовірності випускання γ – квантів, тобто:

$$\alpha = \frac{N_e}{N_\gamma} = \alpha_K + \alpha_L + \alpha_M, \text{ де } \alpha_K, \alpha_L, \alpha_M - \text{ парціальні коефіцієнти внутрішньої}$$

конверсії для електронів K, L, M – оболонки. Внутрішня конверсія супроводжується β – розпадом, бо первинне ядро може розпастися через β – емісію до вторинного ядра на збуджений стан, який знімається через відповідні переходи. Якщо Е збудження ядра переважає власну Е ядра вдвічі, то може відбутися процес парної конверсії. У цьому випадку ядро втрачає Е збудження шляхом випуску електрона позитрона. Електронна оболонка атома на такий процес не має впливу, він може відбуватися на ядрі без атомних електронів, але ймовірність парної конверсії не перевищує 0,001 від ймовірності випромінювання γ – кванта[34].

Проблеми захисту населення від дії іонізуючого випромінювання мають глобальний, міжнародний характер, і тому відповідні науково-дослідні та організаційні заходи розробляються не тільки в окремих країнах, але і в світовому масштабі. Метою заходів захисту є забезпечення високих показників здоров'я населення, які включають: тривалість життя, інтегральні за часом характеристики фізичної і розумової працездатності, самопочуття і функцію відтворення. Заходи захисту включають[42,43]:

- зниження опромінення населення від усіх основних джерел випромінювання;
- обмеження шкідливого впливу на населення нерадіаційних чинників фізичної та хімічної природи;
- підвищення резистентності і антиканцерогенними захищеності жителів;
- медичний захист населення;
- підвищення рівня радіаційно-гігієнічних знань населення,

психологічну допомогу населенню, допомога в подоланні перебільшеного сприйняття небезпеки радіації;

- формування здорового способу життя населення;
- підвищення соціальної, економічної і правової захищеності населення.

У випадках аварійних ситуацій вживаються додаткові заходи захисту.

5. 7. Фізичні принципи взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною

Заряджені частинки, проходячи через речовину, взаємодіють з електронними оболонками і ядрами атомів. Траєкторія важкої зарядженої частинки у речовині практично прямолінійна. Основними характеристиками важких заряджених частинок при проходженні у речовині є втрати енергії і повний пробіг до зупинки [34].

Загальні електромагнітні втрати енергії заряджених частинок складаються з іонізаційних втрат, радіаційних втрат, втрат на випромінювання та перехідне випромінювання.

Іонізаційні втрати – втрати енергії зарядженої частинки, які пов'язані з порушенням та іонізацією атомів речовини. Питомі іонізаційні втрати називають гальмівною здатністю речовини. Це середня енергія, втрачена частинкою на одиницю довжини шляху. Питомі іонізаційні втрати можуть бути віднесені до величини $\xi = \chi\rho$, де ρ – щільність середовища [34].

Нехай частинка з зарядом ze ($z=2$ для α -частинок) пролітає із швидкістю v на відстань ρ від вільного електрону з масою m_e і зарядом $-e$, тоді електрон отримає імпульс у напрямку, перпендикулярному до ліній польоту частинки. Імпульс електрона у напрямку паралельному рухові частинки дорівнює нулю, так як при підлітанні $F' > 0$ при відлітанні $F'' < 0$ [34].

Сила, яка діє на електрон зі сторони частинки на ділянці 2ρ , дорівнює $F = \frac{ze^2}{\rho^2} = \text{const}$. За другим законом Ньютона $\Delta p = F \cdot \Delta t$. Відстань 2ρ частинка проходить за час $2\rho = v \cdot \Delta t$. Імпульс, який передається електрону $\Delta p = \frac{2ze^2}{\rho \cdot v}$. Енергія, яка передається електрону [34].

$$\Delta T = \frac{(\Delta p)^2}{2m_e} = \frac{2z^2e^4}{m_e v^2} \cdot \frac{1}{\rho^2}$$

Частинка передає енергію всім електронам, які знаходяться у циліндричному шарі з радіусом ρ товщиною $d\rho$ і довжиною dx . Об'єм циліндричного шару $dV = 2\pi\rho d\rho dx$. У цьому об'ємі знаходиться

dN електронів: $dN = n_e dV$, де n_e – концентрація електронів. Загальна втрата кінетичної енергії зарядженої частинки за рахунок взаємодії зі всіма електронами dN , що знаходяться у циліндричному шарі

$$dT = \Delta T n_e dV \frac{2z^2 e^4}{m_e v^2 \rho^2} n_e 2\pi r dr dx \quad [34].$$

Максимальна відстань $\rho_{\max}$ визначається як гранична відстань, на якій відбувається іонізація електронів у атомі мішені. При цьому кулонівська енергія взаємодії зарядженої частинки та електрону дорівнює середній енергії іонізації $\bar{I}$ електрону $\bar{I} = \frac{ze^2}{\rho_{\max}} = 13,5(eB)$. Тоді $\rho_{\max} = \frac{ze^2}{\bar{I}}$.

Максимальна енергія, яка може бути передана рухомою важкою частинкою електрону, визначає мінімальну відстань $\rho_{\min}$. Максимальний імпульс, який передається електрону важкою частинкою $\Delta p_{\max} = 2m_e v$, де v – швидкість частинки. Максимальна кінетична енергія, яка передалася електрону $\Delta T = \frac{(\Delta p_{\max})^2}{2m_e} = 2m_e v^2 = \frac{2z^2 e^4}{m_e v^2} \cdot \frac{1}{\rho^2}$, звідки $\rho_{\min} = \frac{ze^2}{m_e v^2}$.

Підставляючи формули, отримаємо відношення [34]:

$$\frac{\rho_{\max}}{\rho_{\min}} = \frac{m_e v^2}{\bar{I}}.$$

Більш точна формула Бора для повних питомих іонізаційних втрат важкої зарядженої частинки, яка рухається із швидкістю $v \leq c$ має вигляд[34]:

$$\left(-\frac{dT}{dx} \right)_{\text{іон}} = \frac{4\pi z^2 e^4 n_e}{m_e v^2} \left\{ \ln \left[\frac{m_e v^2}{\bar{I} \left(1 - \frac{v^2}{c^2} \right)} \right] - \frac{v^2}{c^2} \right\}. \quad (5.9)$$

При релятивістських швидкостях частинки зростає максимальна енергія, що передалася електрону. Доданок $-\frac{v^2}{c^2}$ пов'язаний із лоренцовим скороченням кулонового поля, що приводить до передачі енергії віддаленим електронам[34].

Основний результат: питома втрата енергії зарядженої частинки на іонізацію середовища, пропорційна квадрату заряду частинки, концентрації електронів та обернено пропорційна квадрату швидкості частинки[34]:

$$\left(-\frac{dT}{dx} \right)_{\text{іон}} \sim \frac{z^2 n_e}{v^2}. \quad (5.10)$$

Залежність від маси частинки відсутня.

Проходження легких заряджених частинок (електронів і позитронів) через речовину якісно відрізняється від проходження α -частинок і протонів. Маса електрона на багато менше маси ядер. Передача імпульсу велика при зіткненні рухомого електрона з електронами атомів, і траєкторія його руху відрізняється від прямої. Електрон при зіткненнях рухається з прискоренням, що породжує кванти електромагнітного поля. У міру гальмування у речовині моноенергетичного пучка електронів він перетворюється на дифузійний потік зі складним просторовим розподілом електронів по енергіям [34].

Повні втрати електронів складаються із іонізаційних втрат і радіаційних втрат (втрати на гальмівне випромінювання) [34:]

$$\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{повн}^{(e)} = \left(-\frac{dT}{dx}\right)_{іон}^{(e)} + \left(-\frac{dT}{dx}\right)_{рад}^{(e)}. \quad (5.11)$$

Питомі іонізаційні втрати нерелятивістських електронів при енергіях

$$\beta = \frac{v}{c}, \text{ при } c \ll 1,$$

$$\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{іон}^{(e)} = \frac{4\pi e^4 n_e}{m_e v^2} \ln \frac{m_e v^2}{2I}. \quad (5.12)$$

Питомі іонізаційні втрати електронів у загальному випадку

$$\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{іон}^{(e)} = \frac{2\pi e^4 n_e}{m_e v^2} \left[\ln \frac{m_e v^2 T}{2I^2 (1-\beta^2)} - \ln 2 \left(2\sqrt{1-\beta^2} - 1 + \beta^2 \right) + 1 - \beta^2 \right], \quad (5.13)$$

де $T = \frac{mc^2}{\sqrt{1-\beta^2}} - mc^2$ – релятивістська кінетична енергія електрона.

Заряджена частинка, що рухається з від'ємним прискоренням, завжди випромінює електромагнітні хвилі. Випуск фотонів обумовлене розсіюванням частинок в кулонівському полі ядер. Кулонівське поле гальмує заряджену частинку. Виникаюче при цьому випромінювання називається гальмівним випромінюванням. Втрати енергії на таке гальмівне випромінювання називаються радіаційними втратами. Питомі радіаційні втрати електронів описуються співвідношеннями[34]:

$$\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{рад}^{(e)} = \frac{16}{3} n T_e \frac{z^2 r_e^2}{137},$$

при $T_e \ll m_e c^2 = 0,5 \text{ MeB}$,

$$\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{\text{рад}}^{(e)} n T_e \frac{z^2 r_e^2}{137} \left[4 \ln \frac{2T_e}{m_e c^2} - \frac{4}{3} \right],$$

при $m_e c^2 \ll T_e \ll 137 m_e c^2 Z^{-1/3}$,

$$\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{\text{рад}}^{(e)} n T_e \frac{Z^2 r_e^2}{137} \left[4 \ln \frac{183}{Z^{1/3}} + \frac{2}{9} \right], \quad (5.14)$$

при $T_e \gg 137 m_e c^2 Z^{-1/3}$

де T_e – кінетична енергія електрона, $r_e = \frac{e^2}{m_e c^2}$ – класичний радіус електрона в атомі, n_e – концентрація електронів, Z – порядковий номер атомів речовини. Із формул (8.6) випливає, що радіаційні втрати на випромінювання мають вигляд $\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{\text{рад}} \sim Z^2 n_e T_e$. Враховуючи, що

іонізаційні втрати $\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{\text{рад}}^{(e)} \sim Z n_e$, отримуємо наступне відношення між радіаційними та іонізаційними втратами електрону[34]:

$$\frac{\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{\text{рад}}}{\left(-\frac{dT}{dx}\right)_{\text{іон}}} \approx \frac{T_e Z}{800}. \quad (5.15)$$

Відстань, пройдена зарядженою частинкою в речовині до повної втрати кінетичної енергії, називається пробігом [34]:

$$R = \int_{T_0}^0 \frac{dT}{-\frac{dT}{dx}}, \quad (5.16)$$

де T_0 – кінетична енергія частинки до потрапляння у речовину. Емпіричні формули для середнього пробігу частинок з кінетичною енергією T . Середній лінійний пробіг α -частинки у повітрі при нормальних умовах [34]

$$R_\alpha (\text{см}) = 0,31 T^{3/2} \text{ для } (4 \text{ МэВ} < T < 7 \text{ МэВ}), \text{ або } (3 \text{ см} < R_\alpha < 7 \text{ см}). \quad (5.17)$$

Середній масовий пробіг α -частинки у речовині з масовим числом A

$$R_\alpha (\text{мг/см}^2) = 0,56 R_\alpha (\text{см}) A^{1/3}. \quad (5.18)$$

Середній лінійний пробіг α -частинки у повітрі з енергією $T_\alpha < 200$ МэВ

$$R_\alpha (\text{м}) = (T_\alpha / 37,2)^{1/8}. \quad (5.19)$$

Середній масовий пробіг електронів в алюмінії ($\rho = 2,7$ г/см³):

$$R_e (\text{г/см}^2) = 0,407 T_e^{1,38} \text{ при } (0,15 \text{ МэВ} < T_e < 0,8 \text{ МэВ}),$$

$$R_e (\text{г/см}^2) = 0,542 T_e - 0,133 \text{ при } (0,8 \text{ МэВ} < T_e < 3 \text{ МэВ}). \quad (5.20)$$

Радіоактивні атоми одного і того ж сорту випромінюють електрони різноманітних енергій, починаючи від нуля до деякого граничного значення, яке називається верхньою границею β - спектра. У випадку простого β - спектра максимальну енергію зручно визначати по товщині шару половинного поглинання β -частинок в речовині. Для цього треба виміряти швидкість рахунку частинок, які випромінюються бета - активним джерелом, в залежності від товщини поглинача. Як поглинач для β - частинок зазвичай використовують алюмінієву фольгу. Поправку на поглинання бета-частинок на шляху джерело-лічильник обчислюють за формулою: $I = I_0 \cdot 2^{-\rho d / \Delta}$, де Δ — товщина шару половинного поглинання. Товщина шару половинного поглинання залежить від максимальної енергії E_{max} бета - спектру[34,44].

Розсіювання рентгенівського випромінювання відбувається внаслідок зіткнення з атомами речовини і відхилення від напрямку основного пучка. Коли випромінювання м'яке (кванти несуть малу енергію), відбувається пружний удар, під час якого квант м'якого рентгенівського випромінювання стикається з електроном внутрішньої орбіти атома, а енергія його недостатня, щоб підняти цей електрон на поверхню атома, тому рентгенівське випромінювання також тільки відхиляється вбік, не змінюючи довжини хвилі. В обох випадках відбувається класичне розсіювання. Якщо м'яке рентгенівське випромінювання стикається з вільним електроном або електроном зовнішньої орбіти атома речовини, то відбувається непружний удар, внаслідок якого квант випромінювання передає частину своєї енергії електрону (електрон віддачі), а сам у вигляді кванта розсіювання перетворюється на випромінювання з більшою довжиною хвилі та відхиляється вбік від початкового напрямку руху. Те саме відбувається і тоді, коли квант із більшою енергією (жорстке випромінювання) стикається з електроном на внутрішній орбіті атома. При цьому виникає явище Комптона (розсіяне випромінювання з іншою довжиною хвилі та кількістю електронів), яке відбувається лише тоді, коли енергія кванта приблизно в 10 000 разів перевищує енергію зв'язку електрона в атомі. Електрони віддачі, відриваючись від цього атома, викликають збудження та іонізацію інших атомів і молекул середовища.

Сам рентгенівський квант втрачає частину енергії, передану електрону, і, відповідно, збільшується довжина хвилі. Під час взаємодії рентгенівського випромінювання з речовиною одна частина енергії витрачається у вигляді випромінювання (енергія розсіювання), а друга передається електронам середовища - поглинається (енергія поглинання) [44].

Майже всі види випромінювання, що виникають внаслідок взаємодії електронного пучка з твердим тілом, використовують для отримання інформації про його природу (топологию поверхні, кристалічну структуру, елементний склад, електронну структуру тощо) у приладах з електронним зондом.

При обговоренні процесів розсіювання ключовим поняттям є *ймовірність*, або *переріз, розсіювання* (Q), що у загальному випадку може розглядатися як ефективний розмір атома для даної взаємодії. Величина перерізу визначається за таким співвідношенням[44]:

$$Q = \frac{N}{n_1 n_2}, \quad (5.21)$$

де N , n_1 – число зіткнень і атомів у одиниці об'єму мішені; n_2 – число електронів, які падають на одиницю площі поверхні мішені. Знаючи переріз розсіювання, можна розрахувати *середню довжину вільного пробігу електрона* (СДВП) – середню відстань, що проходить електрон між двома послідовними зіткненнями або актами взаємодії:

$$\lambda = \frac{A}{N_A \rho Q}, \quad (5.22)$$

де A , ρ – атомна маса та густина матеріалу мішені; N_A – число Авогадро.

При радіоактивному розпаді ядра випускають гамма-кванти з енергією в межах від декількох кілоелектронвольт до декількох мегаелектронвольт. Проходячи через речовину, гамма-кванти втрачають енергію в результаті прояву практично трьох ефектів: фотоелектричного

поглинання (фотоэффект), комптонівського розсіювання (комптонефект), утворення електронно-позитронних пар[34].

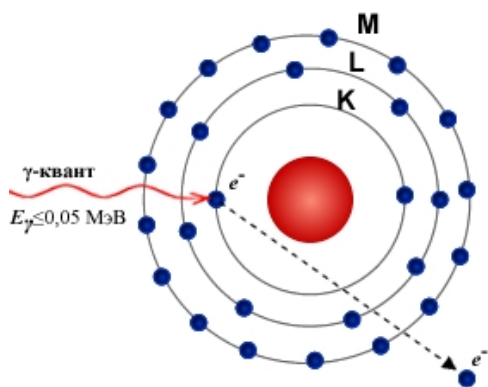


Рис. 5.1. Вибивання електрона з внутрішньої електронної оболонки [34].

При фотоелектричному поглинанні гамма-квант, стикаючись з міцно пов'язаним електроном (частіше електронами К-шару) в атомах речовини, що опромінюється, повністю

передає йому свою енергію, сам зникає, а електрон набуває кінетичної енергії, що дорівнює енергії гамма-кванта мінус енергія зв'язку електрона в атомі (рис. 5.1). Таким чином, при фотоэффекті вся енергія первинного гамма-кванта перетворюється на кінетичну енергію фотоелектронів, які іонізують атоми і молекули. На звільнене місце в орбіті К-шару перескакує електрон L-шару, на L-шар - електрон М-шару і т. д. з висвічуванням квантів характеристичного рентгенівського випромінювання. Фотоэффект неможливий на слабоз'язаних і вільних електронах (не пов'язаних з атомом), тому що вони не можуть поглинати гамма-кванти [34].

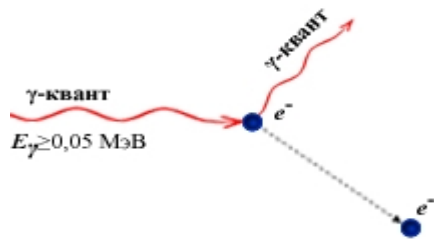


Рис. 5.2. Розсіювання гамма-квантів на вільних електронах[34].

Ефект Комптона полягає в тому, що гамма-кванти, стикаючись з електронами, передають їм не всю свою енергію, а тільки частку її і після зіткнення змінюють напрямок свого руху, тобто розсіюються (рис. 5.2). Внаслідок зіткнення з гамма-квантами електрони (електрони віддачі) набувають значної кінетичної енергії і витрачають її на іонізацію речовини (вторинна іонізація). На відміну від процесу фотоелектричного поглинання при комптонівському ефекті гамма-кванти взаємодіють із зовнішніми, валентними електронами, енергія зв'язку яких мінімальна. Комптонівське розсіювання можливо на вільних електронах. Таким чином, в результаті комптонівського ефекту інтенсивність гамма-випромінювання послаблюється внаслідок того, що гамма-кванти, взаємодіють з електронами середовища, розсіюються в різних напрямках і йдуть за межі первинного пучка, а також в результаті передачі електронам частини своєї енергії[34].

Деякі гамма-кванти з енергією не нижче 1,022 MeV, проходячи крізь речовину, перетворюються під дією сильного електричного поля поблизу ядра атома на пару «електрон-позитрон». Утворення такої пари частинок можливе тільки при енергіях гамма-квантів, не менших, ніж енергія, еквівалентна масі обох часток - електрона і позитрона. Оскільки маси електрона і позитрона однакові, то для утворення їх (без надання їм додаткової кінетичної енергії), енергія гамма-кванту повинна задовольняти співвідношення взаємозв'язку маси та енергії. Якщо енергія гамма-квантів більша за 1022 MeV, то надлишок її віддається частинкам. Тоді кінетична енергія утворених частинок E_k дорівнює різниці між енергією фотона E_γ , і подвоєною енергією спокою електрона. Утворена електронно-позитронна пара надалі зникає (анігілює), перетворюючись в два вторинних гамма-кванти з енергією рівній енергетичного еквіваленту маси спокою частинок.

Вторинні гамма-кванти здатні викликати лише комптонівський ефект і в кінцевому рахунку фотоефект, тобто втрачати енергію тільки при зіткненнях з електронами. Ймовірність процесу утворення пар збільшується зі зростанням енергії гамма-квантів і щільності поглинача. Гамма-промені високих енергій (більше 8 MeV) можуть взаємодіяти з ядрами атомів (ядерний ефект). Ймовірність такого ефекту досить мала, і цей вид взаємодії практично не послаблює випромінювань в речовині [44].

Пучок гамма-променів поглинається безперервно із збільшенням товщини шару поглинача, його інтенсивність не обертається в нуль ні при яких товщинах шару поглинача. Це означає, що, якою б не була товщина шару речовини, не можна повністю поглинути потік гамма-променів, а можна тільки послабити його інтенсивність в будь-яке число раз. У цьому істотна відмінність характеру послаблення гамма-випромінювання від ослаблення потоку альфа- і бета-частинок, де завжди можна підібрати такий шар речовини, в якому повністю поглинається потік альфа-або бета-частинок [44].

Закон послаблення може бути виражений також через шари половинного ослаблення $D_{1/2}$. Товщина поглинача, після проходження якого інтенсивність випромінювання послаблюється вдвічі, називається шаром половинного ослаблення. Знаючи шар половинного послаблення, можна досить легко визначити, який потрібно взяти шар поглинача, щоб послабити випромінювання в дане число раз [34].

Внаслідок того, що нейтрони не мають заряду, а маса їх на багато більша маси електронів, вони мають велику проникаючу здатність і втрачають свою енергію практично тільки при зіткненні з ядрами атомів. При цьому можливо пружне і непружне розсіяння нейтронів на ядрах [34].

Нейтронне випромінювання небезпечне внаслідок своєї високої проникаючої здатності і можливості викликати в живих організмах наведену радіоактивність. В залежності від енергії розрізняють надшвидкі, швидкі, проміжні, повільні й теплові нейтрони [34].

Надшвидкі нейтрони. Такі нейтрони отримують в ядерних реакторах або вони виникають при ядерних вибухах. Енергія їх становить $10 \div 50$ MeV. При взаємодії з важкими елементами надшвидкі нейтрони викликають поділ їх ядер. При цьому утворюються сильно збуджені ядра. В результаті порушення співвідношення протонів і нейтронів в ядрах зменшуються сили ядерного зчеплення, і нуклони під дією сил відштовхування розходяться до протилежних полюсів. Ядро деформується, в центрі утворюється перетяжка, і воно розщеплюється на два-три осколки. Під час кожного акту розподілу вивільняється колосальна енергія (близько 200 MeV) і вилітає два-три вільні нейтрони, які здатні викликати розподіл інших ядер. Так виникає ланцюговий процес розподілу ядер [34].

Швидкі нейтрони. Такі нейтрони також утворюються в результаті ядерних реакцій поділу або синтезу. Енергія їх перевищує 100 кеВ. При зіткненні з ядрами атомів швидкі нейтрони передають їм частину своєї енергії, утворюючи швидколетючі ядра (ядра віддачі). Ядра віддачі, як і всі заряджені частинки, витрачають свою енергію на іонізацію середовища. Частинка переданої ядру енергії зростає зі зменшенням маси ядра. Так, при зіткненні нейтронів з ядрами водню, тобто з протонами, їм передається в середньому до 60% енергії нейтрона, так як маси цих часток практично рівні. Тому швидкі нейтрони добре сповільнюються легкими речовинами, що містять багато атомів водню, такими, як вода, парафін, тканина, і вільно проходять через великі товщини важких речовин (свинець та ін.) При взаємодії з ядрами нейтрони поступово сповільнюються аж до теплових швидкостей, тобто до швидкостей руху молекул середовища [34].

Проміжні нейтрони. Енергія таких нейтронів $1 \div 100$ кеВ. Вони частіше взаємодіють з речовиною за типом пружного розсіювання [34].

Повільні і теплові нейтрони. Енергія повільних нейтронів не перевищує 1 кеВ. На відміну від швидких нейтронів повільні захоплюються ядрами атомів, в результаті чого утворюються нові стабільні або радіоактивні ізотопи. Радіаційне захоплення нейтронів супроводжується випусканням жорстких гамма-квантів з енергією, що дорівнює 2,18 МеВ. Енергія теплових нейтронів досягає 0,025 еВ. Теплові нейтрони, так само як і повільні, захоплюються поглинаючим середовищем [34].

Для захисту від нейтронів з низькою енергією необхідно використовувати крім поглиначів (вода, бор або кадмій) і екран з важкого матеріалу (свинець, барій) для ослаблення гамма-випромінювання.

Іонізуюче випромінювання становить велику небезпеку для живих організмів біосфери, а особливо для людини. З таким видом фізичних полів потрібно проявляти особливу обережність, тому що дуже часто радіоактивність не маючи кольору, запаху, смаку, чинить згубну дію на людський організм з летальним кінцем. При розгляді біологічної дії радіоактивності розрізняють зовнішні та внутрішні опромінювання. Зовнішнє опромінювання являє собою випадок, коли джерело радіації знаходиться за межами організму і продукти радіоактивності не потрапляють в середину організму. Перші ознаки хронічного ураження: сухість шкіри, з'являються язви, випадіння волосся [42].

Живі організми постійно піддаються опроміненню за рахунок природного фону. Фонове радіоактивне випромінювання складається в основному із трьох складових: природного фону, які викликані радіонуклідами біосфери, техногенного фону, викликаного діяльністю людини, рентгенодіагностики [18].

На основі нормативних вимог встановлюють порядок проведення робіт з джерелами іонізуючих випромінювань і забезпечення ліквідації

радіоактивних відходів [18,19].

Для забезпечення радіаційної небезпеки потрібно виконувати загальні принципи захисту: не перевищувати максимально допустимі дози; застосовувати метод захисту відстанню, часом; застосовувати захисні екрани; використовувати засоби індивідуального захисту та ін. Вибір захисного екрану потрібно виробляти в залежності від виду іонізованого випромінювання. Для захисту від α - випромінювання застосовують екрани із скла товщиною декілька міліметрів. Для захисту β - випромінювання використовують матеріали з малою атомною масою, а частіше комбіновані. Для захисту від γ - випромінювання застосовують матеріали з великою атомною масою та високою щільністю, а також більш дешеві матеріали та сплави. Стаціонарні екрани виконуються без бетону. При роботі з радіонуклідами слід використовувати спецодяг [18,19].

5. 8. Фізичні основи радіометрії й дозиметрії

Для визначення радіоактивності використовують три основні методи радіометрії: абсолютний, розрахунковий, відносний.

Абсолютний метод оснований на використанні прямого рахунку всієї кількості часток ядер, що розпадаються в умовах геометрії, близької до 4π . При цьому активність зразка виражається не в імпульсах, а в одиницях радіоактивності – Кі і Бк. Для цього методу оцінки радіоактивності використовують такі 4π -лічильники, в які розміщують зразки: газопоточний типу СА-4БФЛ або рідинні сцинтилятори типу ЖС-1 чи ЖС-7. Даний метод поки що не має широкого практичного використання через високу вартість 4π -лічильників і велику складність підготовки зразків. Але він є практично єдиним методом для вимірювання еталонних зразків [13].

Розрахунковий метод оснований на реєстрації імпульсів, що надходять від детектора на блок реєстрації і подальшій математичній обробці отриманих цифрових показників. При цьому істинну радіоактивність визначають за формулою [13,34]:

$$A_{np} = \frac{N_{0np+\phi} - N_{\phi}}{\omega k p q r \gamma t} * 2.22 \cdot 10^2, \quad (5.23)$$

де, $N_{0np+\phi} - N_{\phi}$ - швидкість лічби від проби без фону, ω – поправка на геометричні умови вимірювання, ϵ – корегуюча поправка на лічильну здатність детектора, k – поправка на поглинання випромінювань в шарі повітря і вікні (стінці)лічильника, p – поправка на самопоглинання в шарі препарату, q – поправка на зворотне розсіювання від кювети, r – поправка на схему розпаду, γ – поправка на γ -випромінювання при змішаному β - і γ -

випромінюванні, m – вага препарату, $2,22 \cdot 10^2$ – перехідний коефіцієнт від числа розпадів за хвилину в Кі.

Відносний метод оснований на порівнянні швидкості лічби від препарату з відомою активністю (еталона) зі швидкістю лічби від препарату невідомої активності (вимірюваного зразка). При цьому активність розраховують із такої пропорції [13,34]:

$$A_{em} : N_{0em} = A_{np} : N_{0np}$$

звідси

$$A_{np} = A_{em} N_{0np} : N_{0em} \quad (5.24)$$

В цьому методі головним є правильний підбір еталона, вартість якого у деяких випадках значно вища, ніж найдорожчий спектрометр. Тому еталони не може мати й лабораторія самого високого класу. Ними забезпечують спеціальні заводи з еталонування радіометричної апаратури. На заводі еталонів проводиться еталонування-паспортизація всіх приладів, призначених для експертної оцінки вмісту радіонуклідів. В залежності від завдань лабораторіями замовляються коефіцієнти зв'язку для проб, що вимірюються. Для кожного виду зразку дані коефіцієнти визначається шляхом ділення A_{em} на N_{0em} . Після цього активність проби розраховують за формулою [13,34]

$$A_{np} = K_{36} N_{0np} \quad (5.25)$$

До відносного методу відносяться також експрес-методи визначення сумарної β -активності [13]:

1) Методи визначення питомої масової сумарної β -активності.

а) Метод "тонких" зразків. "Тонким" вважається зразок такої товщини, при якій поглинання випущених β -частинок незначне. Швидкість лічби детектором β -частинок, випущених зразком, n_{ef} (кількість імпульсів, зареєстрованих за одиницю часу) пов'язана з питомою масовою сумарною активністю таким чином:

$$q = \frac{n_{ef}}{d\Omega \varepsilon K_n m}, \quad (5.26)$$

де m – маса зразка, K_n - коефіцієнт поглинання β -випромінювання в речовині зразка, $d\Omega$ – коефіцієнт, який враховує, що лише частина випущеного випромінювання потрапляє до детектора, ε – ефективність реєстрації випромінювання детектором.

Слід зазначити, що швидкість лічби детектора визначається не тільки β -випромінюванням зразка, але й фоновим (в основному космічним).

Швидкість лічби фонового випромінювання вимірюється без зразка, а різниця загальної швидкості лічби та фонової і є швидкість лічби n_{ef} , пов'язана з активністю зразка [13].

Загальним недоліком метода "тонких" зразків є слабка чутливість внаслідок використання зразків з невеликою масою і малою активністю, що визначає низьку швидкість лічби β -випромінювання зразка і досить тривалий час вимірювань[13].

б) Метод "товстих" зразків. Застосовуючи метод "товстих" зразків питому масову сумарну β -активність визначають в зразках такої товщини, що її подальше збільшення не призводить до збільшення виходу β -частинок зі зразка. Наприклад, відомо, що пробіг β -частинок в біологічній тканині становить до 10 мм. Якщо взяти розмелений зразок біологічної тканини, то його активність в залежності від товщини приблизно буде такою: 7 мм – 70 Бк, 8 мм – 80 Бк, 9 мм – 90 Бк, 10 мм – 100 Бк, 11 мм – 100 Бк, 12 мм – 100 Бк. В даному прикладі товстим шаром буде зразок товщиною 10 мм. Сумарна швидкість лічби в такому випадку не залежить від товщини зразка, а прямо залежить від його питомої масової активності і не залежить від маси і щільності зразка [13]:

$$q = K_T n \quad (5.27)$$

Такий підхід дозволяє вимірювати зразки без зважування. Коефіцієнт K_T визначається при вимірюванні зразків з відомою питомою активністю і різний для різних радіонуклідів та їх сумішей. Тому при вимірюванні питомої масової сумарної β -активності необхідно мати інформацію про радіонуклідний склад проби і використовувати відповідний коефіцієнт[13].

Перевагами методу є, як вказувалося, є можливість вимірювання без зважування проби і відносно невеликий час вимірювання, який залежить від активності зразка[13].

2) Касетний метод. Підвищує лічильну здатність приладу та швидкість вимірювання зразку за рахунок збільшення кількості детекторів[13].

3) Кюветний метод. Дозволяє покращити геометричні умови вимірювання до 4π за рахунок того, що в абсолютному методі проба знаходиться в детекторі, а в даному випадку детектор знаходиться в пробі[13].

4) Визначення сумарної β -активності по зольному залишку. Використовується при низькій концентрації радіоактивних речовин в зразку. Розрахунок проводиться за формулою [13]:

$$A_{np} = K_{3e} N_{0np} M \quad (5.28)$$

де M – коефіцієнт зольності, що визначається діленням маси золи в грамах на масу сирого зразка в грамах.

Основною одиницею в радіобіології і радіоекології є доза опромінення - міра енергії іонізуючого випромінювання, яка передана речовині, або міра біологічних ефектів іонізуючого випромінювання в тілі людини, його органах і тканинах. Опромінення – це вплив на людину чи будь-який об’єкт іонізуючого випромінювання [13,18,19].

Зовнішнє опромінення – опромінення тіла людини чи будь-якого живого об’єкта джерелами іонізуючих випромінювань, які знаходяться поза ним [16,19].

Внутрішнє опромінення – опромінення тіла людини чи будь-якого живого об’єкта, окремих органів та тканин від джерел іонізуючих випромінювань, що знаходяться в самому об’єкті [16,19].

В радіаційному захисті, радіоекології та радіобіології розрізняють п’ять основних видів доз іонізуючих випромінювань: експозиційну, поглинену, еквівалентну, ефективну і колективну [16].

Експозиційна доза фотонного випромінювання (D_{exp}) є відношенням сумарного заряду усіх іонів одного знаку (dQ), утворених у повітрі, коли всі електрони й позитрони, вивільнені фотонами в елементарному об’ємі повітря масою dm , повністю зупинилися в повітрі, до маси повітря в зазначеному об’ємі [16].

$$D_{\text{exp}} = dQ/dm \quad (5.29)$$

У системі СІ за одиницю експозиційної дози прийнято кулон на кілограм (Кл/кг; C/kg). Позасистемною одиницею експозиційної дози є рентген (Р; R): $1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$ [16].

Рентген – це така кількість іонізуючого випромінювання, яка утворює в 1 м^3 сухого повітря при нормальних умовах близько 2 млрд. пар іонів. Похідними від рентгена є 1 мілірентген (мР) = $1 \cdot 10^{-3} \text{ Р}$ та 1 мікрорентген (мкР) = $1 \cdot 10^{-6} \text{ Р}$. Співвідношення між Кл/кг та рентгеном: $1 \text{ Кл/кг} = 3876 \text{ Р}$ [34].

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (потужність експозиційної дози) (P_{exp}) – відношення приросту експозиційної дози (dP_{exp}) за інтервал часу dt до цього інтервалу часу [16]:

$$P_{\text{exp}} = dD_{\text{exp}}/dt \quad (5.30)$$

Експозиційна доза розраховується за формулою [16]:

$$D_{\text{exp}} = \int_0^t P_{\text{exp}} dt \quad (5.31)$$

або

$$D_{\text{exp}} = P_{\text{exp}} t \text{ при } P_{\text{exp}}(t) = \text{Const},$$

де t – час опромінення.

В системі СІ за одиницю потужності експозиційної дози прийнято ампер на кілограм (А/кг). Позасистемною одиницею потужності експозиційної дози є рентген за секунду (Р/с): $1 \text{ Р/с} = 2.58 \cdot 10^{-4} \text{ А/кг}$; $1 \text{ Р/год} = 1000 \text{ мР/год} = 10^6 \text{ мкР/год}$ [16].

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання (Р) від точкового джерела даного радіонукліду пропорційна його активності А (мКі) і обернено пропорційна квадрату відстані від нього r (см) [16]:

$$P \approx A\Gamma / r^2 \quad (5.32)$$

де Γ – повна гама-стала.

Беручи до уваги відсутність цілочислового співвідношення між Дж/кг і Р, а також поступову відмову від практичного використання експозиційної дози на користь поглиненої дози, визнано доцільним для експозиційної дози (D_{exp}) та потужності експозиційної дози (Р) зберегти лише позасистемні одиниці й не користуватися одиницями системи СІ [16].

У радіобіології, клінічній радіології та радіаційному захисті поглинена доза (D) є базовою фізичною величиною, яка використовується для всіх видів іонізуючого випромінювання і будь-яких геометрії випромінювання [16].

Поглинена доза визначається як відношення середньої енергії (dE), що передана іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до маси dm речовини в цьому об'ємі. Поглинена доза випромінювання дорівнює енергії, поглинутій одиницею маси речовини. Всі інші величини, пов'язані з поглиненою дозою випромінювання (дозові поля та ін.) є мірою впливу на об'єкт, що опромінюється [16]:

$$D = dE / dm \quad (5.33)$$

У системі СІ за одиницю поглиненої дози взято Грей (Гр); розмірність поглиненої дози – джоуль на кілограм; $1 \text{ Грей} = 1 \text{ Дж/кг}$. Похідними величинами є $1 \text{ мГр} = 1 \cdot 10^{-3} \text{ Гр}$ і $1 \text{ мкГр} = 1 \cdot 10^{-6} \text{ Гр}$ [16].

Позасистемною одиницею поглиненої дози є рад. Співвідношення між Греєм та радом є таким: $1 \text{ Гр} = 100 \text{ рад}$; $1 \text{ рад} = 0,01 \text{ Гр} = 1 \text{ сГр}$ (сантигрей) [16].

Існують певні співвідношення між одиницями наведених доз для гамма-випромінювання. Так, 1 рад приблизно дорівнює 1 Р (точніше 1.04 Р). Експозиційна доза 1 Р у повітрі відповідає поглиненій дозі 0.87 рад [16].

Потужність поглиненої дози іонізуючого випромінювання (потужність дози випромінювання) P_{abs} – це відношення приросту поглиненої дози (dD) за інтервал часу (dt) до цього інтервалу часу[16]:

$$P_{abs} = dD/dt \quad (5.34)$$

В системі СІ за одиницю потужності поглиненої дози береться Гр/с. Позасистемною одиницею є рад/с, 1 Гр/с = 100 рад/с.

При необхідності переходу від потужності експозиційної дози фотонного випромінювання у повітрі (P_{abs}) до потужності поглиненої дози в повітрі (повітряної керма, P_{exp}) слід використовувати такі співвідношення[16]:

$$P_{abs} (\text{нГр/год}) = 8,73 P_{exp} (\text{мкР/год}) \quad (5.35)$$

Середня в органі або тканині поглинена доза (доза в органі, D_T) дорівнює відношенню сумарної енергії (E_T), що виділилася в органі чи тканині (T) до маси органа чи тканини (m_T)[16]:

$$D_T = E_T/m_T \quad (5.36)$$

Керма (від англ. "kerma" – kinetic energy released into material) – відношення суми первинних кінетичних енергій (dW_k) всіх заряджених частинок, утворених під впливом непрямого іонізуючого випромінювання в елементарному об'ємі речовини, до маси (dm) речовини в цьому об'ємі (dW_k/dm). Одиниця вимірювання керми є Грей[16].

Еквівалентна доза в органі або тканині (H_T) – це величина, яка визначається як добуток поглиненої дози (D_T) в окремому органі або тканині (T) та радіаційного фактора (W_R)[16]:

$$H_T = D_T W_R \quad (5.37)$$

Одиницею еквівалентної дози у системі СІ є зіверт (Зв; Sv). Зіверт – це енергія будь-якого виду іонізуючого випромінювання, поглиненого 1 кг біологічної тканини, при якій біологічний ефект тотожний поглиненій дозі 1 Гр контрольного рентгенівського або гамма-випромінювання[16].

При опроміненні живих об'єктів, у тому числі людини, одна і та ж поглинена доза викликає різний біологічний ефект залежно від виду випромінювання. Тому прийнято порівнювати біологічні ефекти від різних видів випромінювання з ефектами, спричиненими рентгенівським або слабо енергетичним гамма-випромінюванням[16].

Радіаційний зважуючий фактор (коефіцієнт якості) w_R - коефіцієнт, що враховує відносну біологічну ефективність різних видів іонізуючого випромінювання. Використовується винятково при розрахунку ефективної та еквівалентної доз. В рекомендаціях МКРЗ радіаційний зважуючий фактор для нейтронів у залежності від їх енергії замінений із ступінчастої на неперервну функцію[16,18].

Для врахування нерівномірного впливу іонізуючого випромінювання на організм розрізняють ефективну дозу[18].

Ефективна доза (E) - сума добутків еквівалентних доз H_T в окремих органах і тканинах на відповідні тканинні зважуючі фактори W_T [16]:

$$E = H_T W_T \quad (5.38)$$

Використання поняття ефективної дози допускається при значеннях еквівалентних доз нижчих за поріг виникнення детерміністичних ефектів (0.1 Зв при гострому опроміненні чи хронічному протягом року). Одиниця ефективної дози в системі СІ –Зіверт (Зв). Позасистемна одиниця – бер[16].

Ефективна доза в радіаційній безпеці визначає ступінь впливу іонізуючого випромінювання на тіло людини з врахуванням відмінностей дії різних видів іонізуючого випромінювання на тканини та органи. Ефективна доза дозволяє вирівняти ризик опромінення безвідносно до того, опромінюється все тіло рівномірно чи ні. Це досягається за допомогою коефіцієнтів відношення шкоди від опромінення окремого органа або тканини до шкоди при рівномірному опроміненні всього тіла однаковими еквівалентними дозами. Ефективна доза зовнішнього опромінення тіла людини та ефективна доза внутрішнього опромінення за рахунок радіонуклідів у тілі людини, таким чином, можуть додаватися[16].

Тканинний зважуючий фактор – коефіцієнт, який відображає відносну імовірність стохастичних ефектів в тканині (органі). Сума всіх зважуючих факторів по всіх органах дорівнює одиниці: $\sum W_T = 1$. Використовується винятково при розрахунку ефективної дози[16,17].

За необхідності переходу від потужності експозиційної дози гамма-випромінювання радіонуклідів природного походження в повітрі (P_{abs} , мкР/год) до потужності ефективної дози (dE/dt , нЗв/год) слід користуватися таким співвідношенням[16,17]:

$$dE/dt = 6,46 P_{exp} \quad (5.39)$$

Поглинена доза може розподілятися в біологічних об'єктах рівномірно і нерівномірно. Відомо, що кожний орган і кожна тканина мають різне значення в життєзабезпеченні всього організму. Критичний

орган – це орган або тканина, частина тіла або все тіло, опромінення яких завдає найбільшої шкоди організму. Аналогічно критичні (життєво важливі) елементи можуть бути виділені й у кожній окремій клітині, а не тільки в цілому організмі[16,17].

Практично існують три способи виділення критичних органів[16,17]:

- за найбільшою радіочутливістю у певній системі організму;
- за найбільшою поглиненою дозою випромінювання;
- за вибіркоvim накопиченням підвищених концентрацій певного радіонукліда і, таким чином, отриманням найвищих ефективних еквівалентних доз випромінювання (для іншого радіонукліда критичним може бути зовсім інший орган).

Кожний із цих способів прийнятний для різних ситуацій. Перший спосіб є зручним у разі загального рівномірного зовнішнього опромінення, другий – при нерівномірному опроміненні, третій – при поглинанні радіонуклідів у різних тканинах і органах. Відомо, що такий радіонуклід, як I^{131} , вибірково накопичується в щитоподібній залозі хребетних, і тому дозу оцінюють із розрахунку на цей орган. Sr^{90} зосереджується в поверхневих шарах кісток, і дозу потрібно перераховувати на цю тканину тощо[16,17].

У випадках опромінення великих популяцій людей, особливо при аваріях, доцільно виділяти критичні групи населення. Критична група – це сукупність осіб серед певного контингенту людей, які за умовами проживання, віком або станом здоров'я зазнають найбільшого ризику опромінення[16,17].

Для оцінки ризику опромінення однієї людини або певної групи людей введено поняття індивідуальної та колективної еквівалентної дози, відповідно.

Слід завжди пам'ятати, що ефективна доза розраховується для «умовної людини» (усередненої по статі з характеристиками, визначеними МКРЗ у контексті радіаційного захисту, з анатомічними та фізіологічними характеристиками), а не для конкретного індивіда. Основна область застосування ефективної дози – це проведення перспективних оцінок при плануванні й оптимізації радіаційного захисту, а також для підтвердження дотримання граничних доз при проведенні регулювання. Не рекомендується використовувати ефективну дозу ні для проведення епідеміологічних оцінок, ні для проведення детальних ретроспективних досліджень індивідуального опромінення та ризику [16,17].

Колективна ефективна (еквівалентна) доза – це сума індивідуальних ефективних (еквівалентних) доз опромінення певної групи населення за певний період часу, або сума добутків середньо-групових ефективних доз на число осіб у відповідних групах, що утворюють колектив, для якого вона розраховується[16]:

$$S = \sum E_i N_i \quad (5.40)$$

де, E_i - середня ефективна (еквівалентна) доза на підгрупу населення, N_i - число осіб в підгрупі.

Одиниця вимірювання—людино-зіверт (люд.-Зв). Позасистемна одиниця – людино-бер. 1 люд.-Зв = 100 люд.-бер. Величина колективної ефективної дози є інструментом для оптимізації контрзаходів і для порівняння різних радіаційних технологій і процедур захисту, переважно в контексті професійного опромінення. Колективна ефективна доза не є інструментом для епідеміологічних оцінок ризику, а також для прогнозування ризику. Підсумовування дуже низьких індивідуальних доз за дуже тривалий проміжок часу є неприпустимим. Зокрема, слід утримуватися від розрахунків числа випадків смерті від раку на основі колективних ефективних доз, отриманих шляхом простого додавання індивідуальних доз[16].

З метою оцінки ризику виникнення небажаних біологічних ефектів залежно від часу, протягом якого була одержана доза, введена очікувана, або напіввікова, еквівалентна доза внутрішнього опромінення (E_{50}). Вона є сумою еквівалентних доз, які людина одержує за певний період. При E_{50} період часу взято за 50 років для дорослих – середня тривалість періоду професійної діяльності людини, і 70 років для дітей (E_{70}). Одиниця очікуваної еквівалентної дози – Зіверт [16,17].

Співвідношення між одиницями величин дози іонізуючого випромінювання наведені в табл. 5.1 [16,17].

Еквівалентна та ефективна доза в тканинах тіла та організмі людини не можуть бути виміряні безпосередньо. В зв'язку з цим, система захисту включає в себе поняття операційних величин, які можуть бути виміряні та виходячи з яких, можна оцінити еквівалентну та ефективну дози[16].

Таблиця 5.1. Співвідношення між одиницями величин дози іонізуючого випромінювання[16,17]

Величина, її позначення	Одиниця , позначення		Співвідношення між одиницями
	СІ	Позасисте мна	
Активність радіонуклідів, А	беккерель (Бк)	кюрі (Ки)	1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк
Експозиційна доза фотонного випромінювання, D_{exp}	кулон кілограм, (Кл/кг)	на рентген (Р)	$P = 2,58 \cdot 10^{-4}$ Кл/кг

Потужність експозиційної дози фотонного випромінювання, P_{exp}	ампер на кілограм, (А/кг)	рентген (Р)	$1\text{Р/с}=2,58\cdot 10^{-4}\text{А/кг}$
Поглинена доза випромінювання, D	грей, (Гр)	рад (рад)	1 рад = 0,01 Гр
Потужність поглиненої дози випромінювання, P_{abs}	грей за секунду (Гр/с)	рад за секунду (рад/с)	1 рад/с = 0,01 Гр/с
Керма, К	грей (Гр)	рад (рад)	1 рад = 0,01 Гр
Еквівалентна (ефективна)доза випромінювання, H_T (Е)	зіверт, (Зв)	бер (бер)	1 бер = 0,01 Зв
Потужність еквівалентної дози випромінювання, H_T (Е)	зіверт за секунду, (Зв/с)	бер за секунду, (бер/с)	1 бер/с = 0,01Зв/с
Колективна ефективна (еквівалентна) доза, D	людино-зіверт, (люд.-Зв)	людино-бер, (люд.-бер)	1 люд.-бер. = 0,01люд.-Зв

Основними методами виявлення іонізуючих випромінювань є:

1) іонізаційний, 2) сцинтиляційний, 3) люмінесцентний, 4) фотографічний, 5) хімічний, 6) калориметричний і 7) біологічний [16,17].

Суть іонізаційного методу полягає в тому, що під дією іонізуючих випромінювань відбувається іонізація опромінюваних об'єктів – повітря, води, твердих речовин, біологічних тканин тощо з утворенням позитивно і негативно заряджених іонів. Іони в лічильнику, що знаходиться під напругою, отримують направлений рух, утворюючи іонізаційний струм. Вимірюючи силу струму, можна отримати уяву про кількість (дозу) випромінювань, а вимірюючи імпульси струму, можна визначити інтенсивність випромінювання[42].

Детекторами для виявлення і вимірювання іонізації зазвичай служать іонізаційні камери, пропорційні лічильники, лічильники Гейгера-Мюллера і напівпровідникові лічильники[13].

Можливості використання цього типу детекторів визначаються їх робочими характеристиками та метою досліджень[13].

За принципом іонізаційного методу працюють прилади

дозиметричного контролю: дозиметри (ДК-02, ДКП-50-А, ИД-1, КИД-1-6, ДКС-04, ДКГ-08А "Скаут", ДКГ-01Д "Гарант", ДКГ-05Д, ДКС-АТ3509, ДКС-АТ3509А, ДКС-АТ3509В, ДКС-АТ3509С тощо); рентгенометри (ДП-5А,Б,В), ДКС-0,5, ДРГ-01-Т, "Белла", "Прип'ять" тощо); радіометри ("Тисс", ДП-100, КРБ-1, КРА-1, "Бета", КРК-1, УМФ-1500 тощо) [13].

Сцинтиляційний метод оснований на реєстрації фотонів видимого світла, що виникають при збудженні атомів деяких речовин – сцинтиляторів під дією випромінювання. Для виготовлення даного типу детекторів найчастіше використовуються кристали хімічно чистого NaI, активованого талієм [13].

Процес виявлення іонізуючого випромінювання відбувається в такій послідовності: γ -квант вибиває з кристала фотон, який потрапляє на фотокатод фотоелектричного помножувач (ФЕП) і, в свою чергу, вибиває з нього фотоелектрон. Фотоелектрон потрапляє на пластину - динод ФЕП і вибиває з неї до 10 електронів. Цей процес повторюється стільки разів, скільки пластин (динодів) має ФЕП. Так, при шести динодах ФЕП на виході отримують близько 1 млн. електронів (наприклад, ФЕП приладу СРП-68-01 має 14 динодів) [13].

За цим принципом працюють: рентгенометри (СРП-68-01, СРП-88); радіометри (РКБ4-1еМ, РЖС-05); гамма-спектрометри (АМ-А-02-Ф1,2,3, АИ-1024-9505, АИ-4096, МУЛЬТИРАД- гамма, СКС-99 "СПУТНИК", СЕБ-01-70, СЕГ-001 «АКП-С»-63, СЕГ-001м «АКП-С»-63, СЕБ-01-150 та інші); автоматичні гамма - і бета-лічильники ("Гамма-12", "Бета-2" тощо) [13].

Люмінесцентні методи виявлення іонізуючого випромінювання оснований на ефектах радіофотолюмінесценції і термолюмінесценції. При радіофотолюмінесценції під дією іонізуючих випромінювань в люмінофорах – фосфатних скельцях (NaI, ZnS, активованих сріблом) утворюються центри фотолюмінесценції. Під час дії на них ультрафіолетових променів виникає видима люмінесценція, інтенсивність якої спочатку пропорційна дозі 10^{-2} – 10^{-1} Гр, при дозі $3,5$ – 10^{-2} Гр досягає максимуму і при подальшому збільшенні дози – падає. Під дією ультрафіолетових променів центри люмінесценції руйнуються, що дає можливість проводити вимірювання дози багаторазово [13].

При радіотермолюмінесценції поглинута енергія випромінювання перетворюється в люмінесценцію лише під дією температури, а її інтенсивність пропорційна дозі випромінювання. Тому дозиметри даного типу можуть слугувати накопичувачами дози. Для запобігання втрати дози необхідно підібрати фосфатні скельця, які висвітлять її при температурі близько 400°C . За цим принципом працюють дозиметри ДПГ-02, ДПГ-03, ИКСА, DTU тощо [13].

Фотографічний метод оснований на вимірюванні ступеня потемніння фотоемульсії під впливом іонізуючих випромінювань. Якщо опромінити

фотоплівку в світлонепроникній касеті, то після її проявлення можна виявити помітне почорніння. Його ступінь в деякому діапазоні доз пропорційна експозиційній дозі. Опромінені плівки типу РМ-5-1, РМ-5-3 і РМ-5-4 дозволяють реєструвати γ -випромінювання в діапазоні експозиційних доз 0,02-2,0 Р, 0,3-12 Р, 0,01-50,0 Р відповідно. [13]

Перевагами фотографічного методу є можливість його масового використання для індивідуального контролю, документальна реєстрація отриманої дози та неприйнятність до ударів і різких змін температури.

Недоліки даного методу – низька чутливість до малих доз, неможливість спостереження за ходом накопичення дози безпосередньо в процесі опромінення, залежність результатів вимірювань від умов проявлення плівки.

Складність використання даного методу полягає в тому, що для визначення отриманої дози необхідно мати еталон, виготовлений з такого ж матеріалу як в дозиметрі, опроміненого відомою дозою і проявленого в аналогічних умовах. Це значить, що потрібне джерело іонізуючого випромінювання, яке може створювати контрольовану дозу.

Хімічний метод оснований на тому, що під дією іонізуючих випромінювань деякі речовини можуть перетворюватись на інші. Наприклад, при опроміненні хлороформу утворюється соляна кислота. Якщо взяти хлороформ, додати до нього індикатор соляної кислоти, то при наявності іонізуючих випромінювань його забарвлення починає змінюватись. Тому на корпус такого дозиметра можна наклеїти візуальну шкалу зміни забарвлення в залежності від дози опромінення. Це дає нам можливість спостерігати за ходом її накопичення в процесі опромінення. Визначення точного значення дози проводиться на приладах типу фотоелектрокалориметрів (ФЕК), відградуєваних в одиницях дози іонізуючого випромінювання, що її спричинили [13].

В теперішній час зазвичай користуються так званими “сухими” (“сліпими”) феросульфатними дозиметрами, для яких використовують насичений повітрям розчин FeSO_4 в розбавленій H_2SO_4 в діапазоні вимірювання дози 20-400 Гр. Для більш високих доз (10^3 - 10^5 Гр) використовують церієвий дозиметр (0,1 М розчин $\text{Ce}_2(\text{SO}_4)_3$ в 0,4 М H_2SO_4). Але продовжують використовувати й хімічні дозиметри на основі хлороформу і чотирьох-хлористого вуглецю, не зважаючи на те, що при оцінці відносно малих доз вони дають більшу похибку [13].

Чутливість хімічних методів дозиметрії значно нижча, ніж іонізаційних, сцинтиляційних, люмінесцентних і фотографічних. Крім того, для реєстрації показників необхідні значні затрати часу [13].

Калориметричний метод оснований на тому, що під дією іонізуючих випромінювань в опромінюваних об'єктах підвищується температура. Наприклад, при опроміненні біологічного об'єкта дозою 1000 Р, температура його тіла підвищується не менш як на 0.001°C . Цей метод

використовується для вимірювання надзвичайно високих потужностей дози. Без нього було б неможливо слідкувати за ситуацією, що відбувається в ядерному реакторі.

Таким чином, кожний з перерахованих методів займає певне незамінне місце у виявленні іонізуючих випромінювань[13].

Біологічний метод дещо відрізняється від вищезгаданих, так як в його основі лежать біологічні зміни в клітинах, тканинах, органах живих організмів, що зумовлені дією іонізуючих випромінювань. Найбільш розповсюдженим є метод визначення кількості клітин з абераціями хромосом у лімфоцитах периферичної крові людини[13].

Аберації хромосом – це їх поломки, які можуть у невеликих кількостях (до 1-1,5%) виникати при звичайних поділах клітин, і які можуть виникати при дії деяких фізичних і хімічних чинників у кількостях, що у багато разів перевищують норму. Одним з таких чинників є іонізуюча радіація. І кількість аберацій, що виникають при її дії, чітко прямо пропорційна дозі опромінення[44].

Для визначення кількості клітин з абераціями хромосом у людини, яка була піддана дії іонізуючої радіації, звичайним методом відбирають кров з пальця чи іншого органу. На препараті під мікроскопом чітко видні лімфоцити – великі клітини, що діляться, а в мітозі – і окремі хромосоми. У певній фазі мітозу (звичайно метафазі чи анафазі), коли всі хромосоми відокремлені одна від одної, підраховують, кількість ушкоджених хромосом, визначаючи відсоток клітин з абераціями. Зрештою, на заздалегідь приготовлених в лабораторних умовах калібровочних кривих визначають, якій кількості абераційних клітин відповідає певна доза опромінення[44].

У зв'язку з тим, що калібровочна крива будується на основі усереднених даних, а кожна людина має індивідуальну радіочутливість, метод може давати певну похибку в оцінці дози. Проте у більшості випадків ця похибка не перевищує 20-30%. І вона буде тим менше, чим меншим буде час між опроміненням і аналізом крові[18,44].

Визначення кількості аберацій можливе і в інших клітинах організму – кістковому мозку, епітеліальних клітинах – в усіх, котрі діляться і тому мають високу радіочутливість. Проте коротко описаний тут є найбільш зручним[44].

За допомогою цього методу можна визначати і дозу опромінення тварин і навіть рослин. В останніх хромосомному аналізу піддаються клітини меристем – твірних тканин, клітини котрих діляться[44].

До біологічного методу дозиметрії належить і метод визначення кількості вільних радикалів в зубній емалі ссавців, в тому числі і людини, та інших хребетних, хітинових покривах комах, черепашках молюсків. Цей метод отримав назву «ретроспективного», так як він дозволяє визначити дозу, яка була отримана індивідом протягом періоду індивідуального

розвитку - життя. І якщо в житті був інцидент, пов'язаний з одержанням великої дози, як, наприклад, при випробуваннях атомної зброї, аваріях на підприємствах ядерної енергетики, метод дозволяє виявити цей випадок. Саме за допомогою його у теперішній час оцінюють чи «переоцінюють», уточнюють дози, одержані військовими під час випробувань атомних бомб, ліквідаторами ядерних аварій і просто жителями забруднених радіонуклідами територій [18,44].

Залежно від призначення виділяють два класи приладів, що використовуються для вимірювання радіоактивності в навколишньому середовищі. Це дозиметри — прилади, призначені для вимірювання експозиційної дози або потужності дози рентгенівського, γ -випромінювання, поглиненої дози або потужності поглиненої дози іонізуючих випромінювань. Радіометри - прилади, призначені для визначення питомої активності об'єктів радіометричного контролю [18,44].

У будові цих приладів особливої різниці немає. Усі вони повинні мати детектор випромінювань тієї чи іншої системи. Як правило, іонізація атомів викликає невелике збудження системи. Тому акт іонізації потрібно підсилити і зареєструвати. І, безперечно, усі ці блоки приладу повинні бути забезпечені енергією (блок живлення) [44].

Дозиметри визначають поглинену дозу в одиницях Грей (рад), потужність поглиненої дози — у Гр/с (рад/с), експозиційну дозу — у Кл/кг (Р) і потужність експозиційної дози — у Кл/кг⁻³ (Р/с) [13].

Дозиметри використовують також для визначення інтенсивності випромінювання в одиницях Вт/м² (МеВ/см²). Радіометри визначають питому об'ємну, поверхневу або масову активність відповідно в Бк/м³ (Кі/л), Бк/м³ (Кі/см²), Бк/кг (Кі/кг) [13].

Переносні радіометри в основному використовують для визначення питомої активності поверхні ґрунту, будов, матеріалів і т.п. Стаціонарні радіометри використовують для визначення питомої масової або об'ємної активності ґрунту, рослинності, кормів, продуктів харчування, води [13].

Залежно від призначення дозиметри ділять на три групи [13]:

- Кишенькові прилади для іонізуючого дозиметричного контролю;
- Переносні прилади групового дозиметричного і радіаційно-технологічного контролю;
- Стаціонарні прилади для дозиметричного і радіаційно-технологічного контролю.

5. 9 Елементи радіоекології й радіаційної безпеки

Де б ми не знаходилися - на спекотному півдні або на далекій півночі, в долинах або високо в горах, на свіжому повітрі або в приміщенні, на відпочинку в санаторії або на роботі, оточені сучасною технікою, на пароплаві, в поїзді або в літаку - наше тіло постійно пронизує високоенергетичними фотонами і корпускулами іонізуючої радіації. Падаючи на організм ззовні, вони проникають в усі тканини і органи, де віддають свою енергію молекулам і структурам клітин[45].

У великій кількості вони зароджуються всередині нашого тіла від знаходяться в ньому радіоактивних речовин, і тоді ймовірність їх поглинання тканинами підвищується. Йдеться про високоенергетичних фотонах і частинках. Їх енергія у багато разів перевищує енергію будь-хімічного зв'язку в молекулі. Зіткнення таких частинок з молекулами нашого тіла - це, як правило, катастрофа для молекули: вона розпадається, змінює свою конфігурацію, втрачає одні властивості і набуває зовсім інші[44,45].

Розрахунки показують, що кожен секунду в організмі людини вагою в 70 кг в середньому відбувається близько 500 тис. таких молекулярних катастроф, 500 тис. зіткнень молекул з іонізуючими частинками, що супроводжуються тимчасовим або постійною зміною властивостей цих молекул[44].

Опромінення від природних джерел ні на хвилину не зупиняється: секунди, хвилини, години, дні, роки безперервно йде це мікробомбардування наших клітин. Її наслідки тільки за останні роки стають зрозумілими завдяки численним радіобіологічним дослідженням. І, як часто буває в науці, то, що здавалося очевидним ще кілька років тому, набуває нового освітлення в світлі отриманих фактів. Якщо в 40-х і навіть на початку 50-х років ХХст. вчені мали взагалі дуже невиразні уявлення щодо природного тла радіації, то тепер вже стало ясно, що його не можна ігнорувати, обговорюючи такі проблеми, як походження життя, еволюція, старіння, канцерогенез і багато іншого. Ми розрізняємо зовнішнє опромінення від джерел, розташованих поза організмом, і внутрішнє - від інкорпорованих, тобто включених в організм радіоактивних нуклідів. Зовнішнє опромінення складається з опромінення вторинними космічними променями, що досягають біосфери Землі, і випромінюваннями радіонуклідів, розсіяних в оточуючих нас земних породах і будівельних матеріалах[44,45].

Природні радіонукліди постійно залучаються до кругообігу речовин, який так характерний для живих організмів. Шляхи і ступінь їх проникнення в живі організми будуть залежати від природи радіонукліду. Радіоактивний ізотоп вуглецю C_{14} постійно утворюється у верхніх шарах атмосфери завдяки ядерної реакції космічних променів (нейтронів) з

азотом: $n + N_{14} \rightarrow p + C_{14}$. Окисляючи киснем або озоном, цей вуглець перетворюється на радіоактивну вуглекислоту: $C_{14} + O_2 \rightarrow C_{14}O_2$. Остання, рівномірно перемішуючись зі звичайною вуглекислотою (на що йде близько року), поглинається зеленими листками рослин в процесі фотосинтезу[44,45].

Добре відомо, що всі частини рослини будуються з продуктів фотосинтезу. Таким чином, вуглеводи, жири, білки та інші компоненти рослин, що містять вуглець, будуть слабо радіоактивні і, потрапляючи в якості їжі в організм тварини і людини, створюють постійно діючий невеликий рівень внутрішнього опромінення. Період напіврозпаду C_{14} дуже великий (5720 років), тому він існує тисячоліття на нашій планеті[44].

Значно більший внесок у сумарну активність вносить такий природний нуклід, як радіоактивний ізотоп калію K_{40} . У звичайному калії завжди міститься в дуже невеликій кількості (0,0118%) радіоактивний ізотоп K_{40} . Без калію не відбувається нормального розвитку організмів, без нього неможливе життя. Вміст калію строго регулюється як у тваринному, так і в рослинному організмах. Його концентрація в рослинах вище, ніж в живих тканинах. Існують спеціальні механізми, що працюють в біомембранах, які регулюють розподіл калію в організмі людини. Його вміст у еритроцитах крові досягає 460 мг%, в м'язах - 360 мг%, в головному мозку - 330 мг%. Калію мало в кістковій тканині (50 мг%) і значно менше в сироватці крові (20 мг%). У чоловічому організмі в порівнянні з жіночим його більше, особливо в період статевого дозрівання. Молодий, енергійно функціонуючий організм містить більше калію на 1 кг ваги, ніж старий. Ці дані отримані при обстеженні 859 осіб обох статей в камерах, що дозволяють враховувати рівень і спектр випромінювання всього тіла[44,45].

Уран, торій, радій повсюди поширені в земній корі. Як показали спеціальні експерименти, торій майже не засвоюється рослинами. Його зміст мізерно мало в збираному врожаї і в зеленій масі рослин, тому його можна не розглядати як внутрішній випромінювач в організмах рослин, тварин і людини. Інакше поведуться уран і радій. Солі урану з ґрунту надходять в рослину. Деякі види рослин активно концентрують уран. Було навіть запропоновано використовувати деякі види як своєрідні індикатори присутності урану в навколишньому середовищі[45].

Якщо при зовнішньому опроміненні враховувалося тільки γ -випромінювання, то при внутрішньому основну дію чинять α - і β -випромінювання, мають можливість діяти безпосередньо на життєво важливі тканини і органи людини. Більшість радіоактивних ізотопів накопичується в певних тканинах, що призводить до нерівномірного опромінення окремих частин організму[16].

Внутрішнє опромінення діє весь час, поки радіоактивні речовини знаходяться всередині організму. Дані радіобіологічних досліджень показують, що не всі органи і тканини людського організму мають однакову чутливість до опромінення[16].

Основним фундаментом, на основі якого проводиться оцінка генетичного ризику опромінення людини, є аналіз природної (спонтанної) мутаційної мінливості. Знаючи рівень спонтанної мінливості людини можна зробити розрахунок, в якій мірі цей рівень може бути змінений після радіаційного впливу[18].

Мутаційні зміни в будь-якому з генів людини, які зміни в структурі будь-якої з хромосом призводять до онтогенезі людини до тих чи інших змін у його фенотипі. Ступінь зміни фенотипу залежить від важливості для реалізації тих чи інших функцій організму, залучених до мутагенезу генів, від масштабів порушення генетичного матеріалу і від характеру успадкування виникли мутаційних змін[18].

Важливо розглянути класифікацію генетичних змін з точки зору спостережуваних в результаті таких змін фенотипів - генетичних хвороб. В даний час всі генетичні хвороби людини, з огляду на механізми їх виникнення та характер успадкування, підрозділяють на Менделя, хромосомні, мультифакторіальні, генетичні хвороби соматичних клітин і хвороби генетичної несумісності матері і плоду[18].

У зв'язку з реалізацією міжнародної програми "Геном людини" і завдяки інтенсивному вивченню спадкових хвороб в клініках багатьох країн число відомих до січня 2000 р менделевських спадкових хвороб склало 11062. Слід підкреслити стрімкий прогрес в цій області, що свідчить про високу актуальність вивчення спадкових хвороб людини[18].

Відносно багатьох спадкових хвороб вивчена локалізація мутантних генів і проведено молекулярний аналіз продуктів таких генів. Більш ніж 6980 генів з добре відомою функцією локалізовані в специфічних сайтах різних хромосом людини. З іншого боку, картіровані в певних ділянках хромосом більш ніж 1100 клінічних хвороб[18].

Про існування тих чи інших генів ми дізнаємося, коли з'являється можливість вивчити мутації цих генів. Гени, що не мутують, не можуть бути вивчені. Зазвичай спонтанна частота мутацій окремих генів у людини становить від 10^{-4} до 10^{-6} на гамети за покоління. Необхідно відзначити, що спонтанна частота мутацій залежить від віку батьків, особливо від віку чоловіків[18].

Після великих досліджень, проведених А.Чейзелом в Угорщині особлива увага прикута до мультифакторіальних хвороб. Мультифакторіальні хвороби об'єднують в собі широкий клас хвороб, проти яких відомо, що вони мають генетичну компоненту, і в той же час ці хвороби не підлягають простому спадкоємству. Такі хвороби інтерпретуються як результат взаємодії великого числа факторів

генетичної природи і чинників навколишнього середовища. Більшість мультифакторіальні хвороб не підлягає класичним законам успадкування, тобто вони не є клінічними проявами дефектів одиночних генів. У той же час вони зустрічаються серед родичів хворих з більш високою частотою, ніж у загальній популяції. Однак ризик захворіти даної мультифакторіальної хворобою серед родичів варіює залежно від особливостей даної хвороби і може бути різним у різних сім'ях. Для більшості мультифакторіальних хвороб поки вкрай обмежені знання щодо залучених в генетичний контроль цих хвороб генів, їх числа, типу мутаційних змін і характеру впливають на прояв цих хвороб факторів навколишнього середовища. З урахуванням епідеміологічних проблем класифікації мультифакторних хвороб і проблем оцінки ризику появи таких хвороб при впливі мутагенів навколишнього середовища ця група хвороб може бути підрозділена на вроджені аномалії і звичайні (хронічні) мультифакторіальні хвороби[18].

В цілому, рівень природної мінливості у людини по всіх категоріях хвороб досить високий - він становить, принаймні, 70% різних генетичних відхилень від норми протягом 70 років життя людини, прийнятих умовно за середню тривалість життя людини. Іншими словами, більш ніж у 70% людей протягом їхнього життя проявляється хоча б одне генетично обумовлене відхилення від норми, що знижує тривалість життя людини в порівнянні з нормою, або заважає нормальної працездатності людини[18].

Радіаційний вплив від атомних електростанцій навряд чи збільшить природний рівень радіоактивності на нашій планеті. Для тривоги немає підстав, особливо при зіставленні користі від атомних електростанцій з їх незмірно малим впливом на радіоактивність навколишнього нас середовища. Всі підрахунки велися крупномасштабно: щодо всієї планети і людства на десятки років вперед. Природно, виникає питання: а чи не стикаємося ми з невидимими променями в повсякденному житті? Чи не створює людина навколо себе додаткові джерела радіації при тій чи іншій діяльності, не користуємося ми цими джерелами, часом не асоціюючи їх з дією атомної радіації[18]?

Розглянемо добре відомі рентгенівські діагностичні апарати, якими забезпечені всі поліклініки і з якими ми стикаємося при всіляких профілактичних обстеженнях, що проводяться в масовому масштабі серед населення. Статистика показує, що кількість осіб, що проходять рентгенівське обстеження, зростає з кожним роком на 5-15% в залежності від країни, рівня медичного обслуговування. Всі ми добре знаємо, яку величезну користь приносить сучасній медицині рентгенодіагностика. Людина захворіла. Лікар вбачає ознаки серйозного захворювання. Рентгенівське обстеження часто дає вирішальні дані, слідуючи яким лікар призначає лікування і рятує життя людині. У всіх цих випадках вже не важливо, яку дозу опромінення отримає хворий при тій чи іншій

процедурі. Йдеться про хворого людини, про ліквідацію безпосередньої загрози його здоров'ю, і в цій ситуації навряд чи доречно розглядати можливі віддалені наслідки від самої процедури опромінення[18].

Але за останнє десятиліття в медицині намітилася тенденція посиленого використання рентгенівських обстежень здорового населення, починаючи від школярів і призовників до армії і закінчуючи населенням зрілого віку - в порядку диспансеризації. Звичайно, лікарі і тут ставлять перед собою гуманні цілі: своєчасно виявити початок ще прихованої хвороби, щоб вчасно і з великим успіхом почати лікування. В результаті тисячі, сотні тисяч здорових людей проходять через рентгенівські кабінети. В ідеалі лікарі прагнуть такі обстеження проводити щорічно. В результаті загальна опромінення населення підвищується. Про які ж дози опромінення йдеться при медичних обстеженнях[18]?

Науковий комітет з вивчення дії атомної радіації при ООН ретельно вивчив це питання, і отримані висновки багатьох здивували. Виявилося, що на сьогоднішній день найбільшу дозу опромінення населення отримує саме від медичних обстежень. Підрахувавши загальну середню дозу опромінення для всього населення розвинених країн від різних джерел радіації, комітет виявив, що опромінення від силових реакторів навіть до 2000 р навряд чи перевищить 2 - 4% від природної радіації, від радіоактивних опадів 3 - 6%, а від медичних опромінь населення щорічно отримує дози, що досягають 20% природного фону[18].

В середньому медичні діагностичні «просвічування» рентгеном для населення розвинених країн (Англія, Японія, СРСР, США, Швеція та ін.) становлять середню річну дозу, що дорівнює одній п'ятій частині природного фону радіації. Це, звичайно, в середньому дуже великі дози, зіставні з природним фоном, і навряд чи тут доречно говорити про будь-якої небезпеки. Проте, сучасна техніка дозволяє зменшити дозові навантаження при профілактичних оглядах, і це повинно бути використано. Значного зниження дози опромінення при рентгенівських обстеженнях можна досягти, удосконалюючи апаратуру, захист, підвищуючи чутливість реєструючих пристроїв і скорочуючи час опромінення[18].

Різні види іонізуючих випромінювань викликають у людини і тварин однотипне захворювання - променеву хворобу. Швидкість і характер прояву, а також глибина радіаційних уражень залежать від ряду факторів, зокрема, від поглиненої дози, її потужності, реактивності організму і, нарешті, від умов опромінення. В процесі дослідів на лабораторних тваринах при їх загальному опроміненні понад 100 рад було встановлено, що середня тривалість життя після опромінення залежить від поглиненої дози. При опроміненні порядку 100 рад у собак лише дещо скорочується тривалість життя; при опроміненні 100-150 рад відзначаються захворювання різної тяжкості, і тривалість життя тварини різко

скорочується. При опроміненні 1000-15000 рад настає загибель тварин на третю-четверту добу після впливу радіації, а при опроміненні понад 20 000 рад тварини гинуть кілька секунд після опромінення або під час опромінення - так звана смерть під променем (молекулярна смерть). Є спостереження, що показують, що при однакових поглинених дозах у випадках меншої потужності дози шкідлива дія випромінювання знижується. Це пов'язують з процесами відновлення пошкоджених тканин за час між сеансами опромінення. Однак багаторазові повторні опромінення при малій потужності опромінення також викликають захворювання. На підставі наявних статистичних даних про променевої хвороби у людини, а також на підставі результатів, отриманих на вищих ссавців, розроблені положення про гранично допустимих дозах радіації, тобто максимальних поглинених дозах, отримання яких не викликає помітних соматичних порушень в організмі людини. Такий дозою для людини в даний час є 0,1 бер на тиждень понад природного фону для осіб, що працюють з радіоактивними джерелами, 0,01 бер в тиждень для осіб, побічно що стикаються з такими, і 0,001 бер для всіх інших людей. Істотну роль в розвитку радіаційного ураження грають індивідуальні особливості організму[42,43].

Різні види випромінювань супроводжуються вивільненням різної кількості енергії і мають різну проникну здатність, тому вони надають неоднаковий вплив на тканини живого організму. Альфа-випромінювання, яке являє собою потік важких часток, що складаються з протонів і нейтронів, затримується, наприклад, листом паперу і практично не здатне проникнути через зовнішній шар шкіри, утворений відмерлими клітинами. Тому воно не становить небезпеки до тих пір, поки радіоактивні речовини, що випускають альфа-частинки, не потраплять всередину організму через відкриту рану, з їжею або з вдихуванням повітрям; тоді вони стають надзвичайно небезпечними. Бета-випромінювання має більшу проникаючу здатність: воно проходить у тканини організму на глибину один-два сантиметри. Проникаюча здатність гамма-випромінювання, яке поширюється зі швидкістю світла, дуже велика: його може затримати лише товста свинцева або бетонна плита. Ушкоджень, викликаних в живому організмі випромінюванням, буде тим більше, чим більше енергії воно передасть тканинам; кількість такої переданої організму енергії називається дозою (цей термін спочатку ставився до дози лікарського препарату, тобто дози, що йде на користь, а не на шкоду організму). Дозу випромінювання організм може одержати від будь-якого радіонукліда або їх суміші незалежно від того, перебувають вони поза організмом або всередині нього (в результаті попадання з їжею, водою або повітрям). Дози можна розраховувати по-різному. з урахуванням того, який розмір опроміненого ділянки і де він розташований, чи одна людина піддався опроміненню або група людей і протягом якого часу це відбувалося[30].

За все своє життя людина отримує дозу опромінення від природних джерел, і при нормальному стані середовища проживання таке опромінення не викликає яких-небудь змін в органах і тканинах людини.

Але по самій своїй природі радіація шкідлива для життя. Малі дози можуть "запустити" не до кінця ще встановлену ланцюг подій, що призводить до раку або до генетичних ушкоджень. При великих дозах радіація може руйнувати клітини, пошкоджувати тканини органів і стати причиною швидкої загибелі організму[16].

Ушкодження, викликані великими дозами опромінення, звичайно проявляються протягом декількох годин або днів. Ракові захворювання, проте, проявляються через багато років після опромінення, як правило, не раніше ніж через одне-два десятиліття. А вроджені вади розвитку та інші спадкові хвороби, викликані ушкодженням генетичного апарату, за визначенням проявляються лише в наступному або подальших поколіннях: це діти, онуки та більш віддалені нащадки індивідуума, що піддався опроміненню[16].

У той час як ідентифікація швидко виявлених ("гострих") наслідків від дії великих доз опромінення не складає труднощів, виявити віддалені наслідки від малих доз опромінення майже завжди виявляється дуже важко. Частково це пояснюється тим, що для їх виявлення повинно пройти дуже багато часу. Але навіть і виявивши якісь ефекти, потрібно ще довести, що вони пояснюються дією радіації, оскільки і рак, і пошкодження генетичного апарату можуть бути викликані не тільки радіацією, але і безліччю інших причин[16].

Щоб викликати гостре ураження організму, дози опромінення повинні перевищувати визначений рівень, але немає ніяких підстав вважати, що це правило діє у випадку таких наслідків, як рак або пошкодження генетичного апарату. Принаймні, теоретично для цього досить дуже малої дози. Однак у той же самий час ніяка доза опромінення не призводить до цих наслідків у всіх випадках. Навіть при відносно великих дозах опромінення далеко не всі люди приречені на ці хвороби: діючі в організмі людини репараційні механізми звичайно ліквідують всі пошкодження. Точно так само будь-яка людина, що піддався дії радіації, зовсім не обов'язково повинна захворіти на рак або стати носієм спадкових хвороб; проте вірогідність або ризик настання таких наслідків у нього більше, ніж у людини, який не був опромінений. І ризик цей тим більший, чим більша доза опромінення[16].

Зрозуміло, якщо одна доза опромінення досить велика, опромінена людина загине. У всякому разі, дуже великі дози опромінення близько 100 Гр викликають настільки серйозне ураження центральної нервової системи, що смерть, як правило, настає протягом декількох годин або днів. При дозах опромінення від 10 до 50 Гр при опроміненні всього тіла поразка ЦНС може виявитися не настільки серйозним, щоб привести до

летального результату, однак опромінений людина, швидше за все, все одно помре через один-два тижні від крововиливів у шлунково-кишковому тракті. При ще менших дозах може не відбутися серйозних ушкоджень шлунково-кишкового тракту або організм з ними впорається, і тим не менш смерть може настати через один-два місяці з моменту опромінення головним чином через руйнування клітин червоного кісткового мозку - головного компонента кровотворної системи організму: від дози в 3-5 Гр при опроміненні всього тіла помирає приблизно половина всіх опромінених[16,17].

Рак - найбільш серйозне з усіх наслідків опромінення людини при малих дозах. принаймні безпосередньо для тих людей, які зазнали опромінення. У самому справі, великі обстеження, що охопили близько 100 000 чоловік, які пережили атомні бомбардування Хіросіми і Нагасакі в 1945 році, показали, що поки рак є єдиною причиною підвищеної смертності в цій групі населення[17].

Проблема захисту людей від шкідливого, небезпечного діяння іонізуючої радіації розробляється вже давно. У 1905 р на першому конгресі німецьких рентгенологів було піднято питання про законодавчу охорону праці рентгенологів. У Радянському Союзі діяло санітарне законодавство, яке регламентує правила використання джерел іонізуючої радіації гігієни, що є науковим і методологічним центром з розробки проблем радіаційної гігієни.

Штучні джерела іонізуючої радіації, за оцінкою ООН з вивчення дії радіації, створюють в середньому за рік дози на статеві залози близько 40 мрад; в той час як від природних джерел ця доза дорівнює 100 мрад, тобто в 2,5 рази більше[17].

Таким чином, збільшення променевого впливу за рахунок штучних джерел радіації відносно невелике. З огляду ж на коливання природного фону радіації і здатність організму пристосовуватися до підвищення радіаційного фону в деяких межах, слід визнати такі зміни величини променевого впливу в достатній мірі безпечними для здоров'я. Однак необхідно відзначити, що ці дози - середні для всього населення. В окремих випадках можуть бути значні відхилення. Так якщо кожна людина в результаті використання іонізуючої радіації в терапевтичних цілях в середньому отримує 10 мрад в рік, то хворий, що піддається радіотерапії, може отримати тисячі і десятки тисяч радій[17].

Захист від внутрішнього опромінення полягає в усуненні безпосереднього контакту працюючих з радіоактивними речовинами і запобігання потрапляння їх в повітря робочої зони. Необхідно керуватися нормами радіаційної безпеки, в яких наведені категорії опромінюваних осіб, дозові межі і заходи щодо захисту, і санітарними правилами, які регламентують розміщення приміщень і установок, місце робіт, порядок отримання, обліку та зберігання джерел випромінювання, вимоги до

вентиляції, пилогазоочистка, знешкодження радіоактивних відходів та ін[1].

Всі живі організми, і людина в тому числі, постійно знаходяться в радіаційному полі малої інтенсивності. Наше тіло щосекунди протягом усього життя пронизує високоенергетичних квантами γ -радіації, бомбардується елементарними частинками високих енергій. Опромінення нашого організму зумовлене космічною радіацією, випромінюваннями радіонуклідів, розсіяних в оточуючих нас породах, водах і атмосфері, радіонуклідів, інкорпорованих в наші тканини і органи. Опромінення від природних джерел радіації збільшилася за останні десятиліття за рахунок використання авіатранспорту, випробувань ядерної зброї, введення в лад численних атомних електростанцій, широкого використання рентгенодіагностики в медицині, використання радіоізотопів і електронних пристроїв в побуті. Дози опромінення, одержувані людиною від усіх цих джерел, невеликі. Для порівняння вкладів різних джерел в загальну усереднену дозу для всього населення Землі вони були зіставлені з природним фоном радіації, який був взятий за 100 мрад / рік[16,17].

Все живе на Землі піддається впливу безлічі хімічних і фізичних факторів, які діють одночасно з радіацією. Які будуть наслідки одночасної дії іонізуючої радіації і радіохвиль різних діапазонів, ультрафіолетових і інфрачервоних випромінювань? Як впливатиме радіація в жаркому кліматі на екваторі і при низьких температурах Крайньої Півночі? Чи буде проявлятися синергізм в мутагенну дію радіації при одночасному впливі хімічних мутагенів, з кожним днем все більше забруднюючих оточуючих нас середу? Як позначиться дію малих доз радіації в умовах великих промислових міст, в яких повітря забруднене вихлопними газами автомобілів, оксидами азоту і сірки хімічних заводів? Зараз немає даних для вичерпної відповіді на подібні питання, але все, що ми знаємо про явище синергізму, змушує з усією серйозністю поставитися до них і розгорнути дослідження в цьому напрямку[16,17].

Все це - захоплюючі і важливі завдання для наукового пошуку і постановки нових експериментів, для роздумів і роздумів. Це завдання, які покликані вирішувати загони молодих вчених, які зацікавилися областю «невидимих променів» навколо нас - областю, досліджуваної радіобіологією. Вирішення цих завдань дуже важливо для всього людства в сьогоденні і майбутньому[18].

Всі хімічні елементи складаються з атомів. Більшість атомів стабільно, що означає, що вони незмінні. Але деякі з найважчих атомів, що розпадаються і перетворюються в інші. Такий розпад називається радіоактивністю. Радіоактивність - аж ніяк не нове явище; новизна полягає лише в тому, як люди намагалися її використовувати. І радіоактивність, і супутні їй іонізуючі випромінювання існували задовго до зародження на ній життя і були присутні в космосі до виникнення самої Землі[16-18].

Кожен радіоактивний елемент при розпаді випускає певні промені з якоюсь частотою. Цю частоту неможливо ні прискорити, ні уповільнити ніяким способом. Деякі елементи розпадаються швидко, інші повільно, але в будь-якому випадку це явище не підвладне людині[16-18].

В ядрі присутні частинки, звані нейтронами, оскільки вони електрично нейтральні. Ядра атомів одного і того ж елемента завжди містять однакове число протонів, але число нейтронів у них може бути різним. Атоми, що мають ядра з однаковим числом протонів, але розрізняються числом нейтронів, що відносяться до різних різновидів одного і того ж хімічного елемента, називаються ізотопами даного елемента. Ядра всіх ізотопів хімічних елементів утворюють групу " нуклідів[34].

Деякі нукліди стабільні, тобто під час відсутності зовнішнього впливу ніколи не перетерплюють ніяких перетворень. Більшість нуклідів нестабільні, вони увесь час перетворюються в інші нукліди. В якості прикладу візьмемо атом урану-238, в ядрі якого протони і нейтрони ледь утримуються разом силами зчеплення. Час від часу з нього виривається компактна група з чотирьох часток: двох протонів і двох нейтронів (альфа-частинка). Уран-238 перетворюється у торій-234, в ядрі якого містяться 90 протонів і 144 нейтрона. Але торій-234 також нестабільний. Його перетворення відбувається, однак, не так, як у попередньому випадку: один з його нейтрон перетворюється на протон, і торій-234 перетворюється в протактиній-234, в ядрі якого містяться 91 протон і 143 нейтрона. Ця метаморфоза, що сталася в ядрі, позначається і на електронах, що рухаються по орбітах: один з них стає неспареним і вилітає з атома. Протактиній дуже нестабільний, і йому потрібно зовсім небагато часу на перетворення... Далі йдуть інші перетворення, що супроводжуються випромінюваннями, і вся ця ланцюжок в кінці кінців закінчується стабільним нуклідом свинцю. Існує багато таких ланцюжків мимовільних перетворень (розпадів) різних нуклідів за різними схемами перетворень та їх комбінаціями[34].

При кожному такому акті розпаду вивільняється енергія, яка і передається далі у вигляді випромінювання. Можна сказати, що випускаються ядром частки, що складається з двох протонів і двох нейтронів - це альфа-випромінювання; випущення електрона, як у випадку розпаду торію-234, - це бета-випромінювання. Часто нестабільний нуклід виявляється настільки збудженим, що випущення частинки не призводить до повного зняття збудження; тоді він викидає порцію чистої енергії, звану гамма-випромінюванням (гамма-квантом). Як і у випадку рентгенівських променів (багато в чому подібних гамма-випромінювання), при цьому не відбувається випущення яких-небудь часток[34].

Весь процес мимовільного розпаду нестабільного нукліда називається радіоактивним розпадом, а сам такий нуклід - радіонуклідом. Але хоча всі

радіонукліди нестабільні, одні з них більш нестабільні, ніж інші. Наприклад, протактиній-234 розпадається майже моментально, а уран-238 - дуже повільно. Половина всіх атомів протактинія в будь-якому радіоактивному джерелі розпадається за час, трохи більше хвилини, у той же час половина всіх атомів урану-238 перетвориться в торій-234 тільки за чотири з половиною мільярди років[34].

Основну частину опромінення населення земної кулі одержує від природних джерел радіації (рис.1). Більшість з них такі, що уникнути опромінення від них зовсім неможливо. Протягом всієї історії існування Землі різні види випромінювання падають на поверхню Землі з космосу і надходять від радіоактивних речовин, що знаходяться в земній корі, природна радіоактивність присутній в їжі і повітрі. Кожна людина більшою чи меншою мірою піддається впливу природного випромінювання, і для більшої частини населення це випромінювання є джерелом опромінення[16].

Опромінення від природних джерел радіації піддається будь-який житель Землі, проте одні з них одержують більші дози, ніж інші. Це залежить, зокрема, від того, де вони живуть. Нормальним для проживання людини вважається рівень гамма-фону в 20 мікрорентген в годину. Але це досить умовно, тому що в принципі нормувати природне випромінювання не можна. Воно залежить від конкретної місцевості, її рельєфу: в горах, наприклад, вище, ніж на рівнині. В деяких місцях земної кулі, там, де залягають особливо радіоактивні породи, рівень радіації виявляється значно вище середнього. Але багато людей живуть там, де звикли, і нічого з ними не трапляється. Верховинці, наприклад, живуть в умовах, де рівень природної радіації в два-три рази вище середнього, а довгожителів серед них більше. Десятки тисяч людей на Крайній Півночі харчуються в основному м'ясом північного оленя (карібу), в якому присутні в досить високій концентрації нукліди свинцю-210 і полонію-210. Ці ізотопи потрапляють в організм оленів узимку, коли вони харчуються лишайниками, у яких накопичуються обидва ізотопи. Дози внутрішнього опромінення людини від полонію-210 в цьому випадку можуть у 35 разів перевищувати середній рівень. А в іншій півкулі люди, що живуть в Західній Австралії в місцях з підвищеною концентрацією урану, отримують дози опромінення, які в 75 разів перевищують середній рівень, оскільки їдять м'ясо і нутрощі овець і кенгуру. Вищезазначені нукліди великою мірою концентруються в рибі і молюсках, тому люди, що споживають багато риби й інших дарунків моря, можуть одержати відносно високі дози опромінення

Доза опромінення залежить також і від способу життя людей. Природний радіаційний фон постійно змінюється внаслідок невгамовної діяльності людини, поширення технологій переробки природних продуктів, що містять радіонукліди[16-18].

Останнім часом стає актуальною проблема радону. Радон утворюється при природному радіоактивному розпаді радію практично всюди, в тому числі і в ґрунтових породах під будівлями, в підземних питних водах. Радон виділяється з будівельних матеріалів, які застосовуються в промисловому і цивільному будівництві. Оскільки радон є важким газом, концентрація його в побутових приміщеннях першого поверху та підвальних завжди вища[18].

Перш ніж потрапити в організм людини, радіоактивні речовини проходять по складних маршрутах у навколишньому середовищі, і це доводиться враховувати при оцінці доз опромінення, отриманих від якого-небудь джерела[16-18].

Штучні радіонукліди утворюються в результаті людської діяльності. Випробування ядерної зброї - одне з найнебезпечніших джерел радіоактивного забруднення навколишнього середовища. При випробуванні ядерної зброї в атмосфері радіоактивні речовини потрапляють у верхні шари атмосфери, з яких вони повільно переносяться в нижні шари атмосфери і потім на землю. З моменту прийняття договору про обмеження випробувань ядерної зброї 1963 р. в атмосфері було проведено лише кілька випробувань, причому останнє відбулося в 1980 р. в державі, не підписав цей договір. Концентрація радіонуклідів, що утворилися при випробуванні ядерної зброї, в повітрі, дощової води та їжі помітно зменшилася у порівнянні з максимальними значеннями на початку 60-х років і в даний час знаходиться на найнижчих рівнях, зареєстрованих протягом всіх вимірювань, виконуваних з 1953 р[16-18].

Найбільший інтерес становлять радіонукліди, що створюють велику дозу опромінення, такі, як вуглець-14, стронцій-90 і цезій-137. Ці радіонукліди переносяться по харчових ланцюжках в їжу людини і, таким чином, призводять до дози внутрішнього опромінення, обумовленої в даний час головним чином вуглець-14. Відклади радіонуклідів, що випускають гамма-випромінювання, призводять до зовнішнього опромінення[34].

26 квітня 1986 р. різке перенапруження потужності в реакторі на Чорнобильській атомній електростанції (Україна) викликало вибух, в результаті якого протягом десяти днів в атмосферу було викинуто значну кількість радіонуклідів. Потрапивши в повітря, вони поширилися по всій Європі досягли 2 травня Великобританії, де сильний дощ в Північному Уельсі, Кембрії і Південно-Східній Шотландії призвів до підвищених відкладів радіонуклідів у цих районах[16].

Викиди радіонуклідів у навколишнє середовище відбуваються і при деяких процесах в неядерній промисловості. В результаті у більшій частини цих викидів спостерігаються незначні індивідуальні дози, які вносять невеликий внесок у колективну дозу. Проте одна галузь промисловості заслуговує уваги в цьому відношенні - це отримання

електрики на електростанціях, що працюють на кам'яному вугіллі. Опромінення відбувається як при вдиханні в повітря, так і при перенесенні цих радіонуклідів по харчових ланцюжках. Вугілля, подібно більшості інших природних матеріалів, містить незначні кількості первинних радіонуклідів. У процесі видобутку і переробки руди виділяється радон, та й самі добрива радіоактивні, і що містяться в них радіоізотопи проникають із ґрунту в харчові культури. Радіаційне забруднення в цьому випадку буває звичайно незначним, але підвищується, якщо добрива вносять в землю в рідкому вигляді або згодовують худобі речовини, які містять фосфати. Такі речовини широко використовуються в якості кормових добавок, що може призвести до значного збільшення вмісту радіоактивності в молоці. Всі ці аспекти застосування фосфатів дають за рік очікувану колективну ефективну еквівалентну дозу, рівну приблизно 6000 чол-Зв. Медичні прилади. Радіонукліди надходять в організм людини при флюорографії, рентгенографії зуба, рентгеноскопії легень, радіоізотопних обстеженнях, променевої терапії. Інші джерела радіації - польоти в літаку, телевізор, комп'ютер, гранітні споруди[16].

Радіонукліди бувають як природного (їх порівняно мало), так і штучного походження. Останніх (для всіх елементів таблиці Менделєєва) фізики отримали вже понад 2000. Десятки видів подібних активних ядер утворюються під час роботи ядерних дослідних чи енергетичних реакторів[34].

До найголовніших характеристик радіонуклідів належать[16,34]:

- кількість Z протонів (заряд ядра), яка й визначає, ізотопом якого хімічного елементу є цей радіонуклід. Спираючись на дані хімії і знаючи Z , можна багато що сказати про хімічні властивості атомів з радіоактивними ядрами;
- кількість нейтронів N і атомне число A (загальна кількість частинок у радіоактивному ядрі). Ядра з однаковими Z і різними N (їх називають ізотопами) мають різну стійкість;
- види їх випромінювання та енергії частинок;
- час напіврозпаду T_m - кількість років (діб чи й годин), за які половина початкової кількості радіонуклідів розпадається з виділенням іонізуючого випромінювання.

Стійкість ядер тим вища, чим більший час напіврозпаду. Останній для різних нестійких ядер може дуже відрізнятись. Для одних час напіврозпаду може бути значно менший за секунду, для інших (як для урану чи торію) він може перевищувати мільярд років. У таблиці наведено деякі радіонукліди, які мають певне екологічне значення, а також зазначено періоди напіврозпаду і типи їх випромінювання. У цій таблиці значком (+) позначено випромінювання з малою енергією. Частинка з такою енергією до зупинки іонізує 500-1500 молекул живої речовини. Знак (++) відповідає більшій енергії й утворенню до 6 тис. пар іонів кожною частинкою з такою

енергією. А от для енергії (+++) кількість іонізованих молекул досягає 10 тис. і більше. Найбільшу енергію (+++++) мають ачастинки, які до зупинки можуть створити аж 100 тис. пар іонів [34].

Якщо кількість іонізованих молекул безпосередньо свідчить про рівень шкідливості для живого певного випромінювання, то цього не можна сказати про його “довжину пробігу” (відстань гальмування). Відстань пробігу в м'яких тканинах людини ачастинок найменша (приблизно 30 мкм = 0,03 мм), кількість пошкоджених молекул найбільша. У β -частинок середня відстань пробігу становить 23 мм, у γ -променів 30-50 см. Якщо джерело іонізуючого випромінювання розташоване всередині нас, найбільшою буде шкода саме від α -частинок, у 10-12 разів меншою - від β -частинок і ще меншою (бо вони частково вилетять з нас, не поглинувшись) - від γ -променів.

Ситуація стає протилежною, якщо джерело випромінювання поза нами і віддалене на відстань кількох десятків сантиметрів чи 1-2 метри. Такий шар повітря майже не поглинає упроменів, вони стають найнебезпечнішими. Значно краще поглинаються β -частинки, інтенсивність потоку зменшується (помірна небезпека). Повітря не пропустить до нас α -частинок, виключаючи небезпеку з їхнього боку. Якщо джерело випромінювання розташоване на шкірі чи близько від неї, то мертві клітини верхнього шару (чи одяг) поглинають всі α -частинки (ті виявляються нешкідливими). Тіло поглинає майже всі β -частинки (найшкідливіші у цій ситуації) і значну частину γ -квантів (дещо менша шкідливість, ніж у β) [34].

Доведено, що багато радіонуклідів Земля успадкувала від залишків наднових зірок. Вибух однієї з них міг бути поштовхом до початку утворення Сонячної системи з хмари космічного пилу. З того віддаленого на мільярди років часу збереглися і не розпалися лише поодинокі види ретрорадіонуклідів: калій-40, уран-238, уран-235 і торій-232. Вони та продукти розпаду важких ядер і становлять більшість природних радіонуклідів, формують природне поле радіації.

Друга (менша) частина природних радіонуклідів з невеликою масою ядер безперервно народжується (переважно у верхній атмосфері) як продукти зіткнення потоку космічних частинок з ядрами атомів атмосфери і ґрунту (вуглець-14, тритій та інші). Їхній внесок у природний радіаційний фон незначний, та нехтувати його, звичайно, не можна. Їх мало, але вони належать до тих елементів, які входять до складу живої речовини. Тому вони легше, ніж важкі елементи, “вбудовуються” в молекули білків, ДНК і шкодять, наче диверсанти [16,34].

Таблиця 5.2. - Характеристики екологічно важливих радіонуклідів[34]

	Радіонукліди	Період піврозпаду	Тип випромінювання		
			α	β	γ
1	Тритій ($^3\text{H}_1$)	12,4 р.		+	
2	Вуглець-14 (C)	5569 р.		+	
3	Натрій-24 (Na)	15 год.		+++	+++
4	Фосфор-32 (P)	14,5 дн.		+++	
5	Сірка-35 (S)	87,1 дн.		+	
6	Аргон-41 (Ar)	2 год.		++	
7	Калій-40 (K)	1,3 млрд р.		++	++
8	Калій-42 (K)	12,4 год.		+++	++
9	Кальцій-45 (Ca)	160 дн.		++	
10	Марганець-54 (Mn)	300 дн.		++	++
11	Залізо-59 (Fe)	45 дн.		++	+++
12	Криптон-85 (Kr)	10 р.		+	
13	Стронцій-90 (Sr)	27,7 р.		++	
14	Ітрій-91 (Yt)	61 дн.		+++	++
15	Рутеній-106 (Ru)	1 р.		+	
16	Йод-131 (J)	8 дн.		++	++
17	Ксенон-133 (Xe)	5 дн.		+++	
18	Цезій-137 (Cs)	32 р.		++	+
19	Церій-144 (Ce)	285 дн.		++	+
20	Радон-222 (Rn)	3,8 дн.	++++		
21	Радій-226 (Ra)	1600 р.	++++		
22	Уран-238 (U)	4,5 млрд р.	++++		
23	Плутоній-239 (Pu)	24 000 р.	++++		++
24	Торій-232 (Th)	13,9 млрд р.	++++		

З усіх природних і штучних радіонуклідів до групи екологічно суттєвих увійшли [16,34]:

- ті, що є ізотопами “елементів життя”, члени групи елементів з малими і середніми масами ядер, з яких побудована жива речовина (в тому числі й тіло людини): 1-5, 7-11;
- продукти штучного поділу найважчих і нестійких ядер на дві частини близьких мас у процесі роботи всіх ядерних реакторів і під час випробування ядерної зброї: 13-15, 18, 19, 23. Вони потрапляють у довкілля під час ядерних вибухів у повітрі чи воді і внаслідок серйозних аварій на ядерних реакторах всіх видів і конструкцій (приклад вибух реактора на Чорнобильській АЕС у 1986р.);
- група радіоактивних інертних газів, які виділяють у повітря всі ядерні реактори у процесі їх нормальної роботи: 6, 7, 12. Не беруть участь у хімічних реакціях, не можуть увійти до складу живої речовини, але опромінюють наші тканини, коли потрапляють у легені разом з повітрям;

- група важких ретрорадіонуклідів (22, 24) та продуктів їх розпаду (20, 21), яким належить невелика частка природного фону радіації.

Іонізуючі випромінювання — це випромінювання (електор о- магнітні, корпускулярні), які при взаємодії з речовиною чи опосередковано спричиняють іонізацію і порушення її атомів та молекул. Атом будь-якого хімічного елемента складається з двох основних частин: позитивно зарядженого ядра і негативно заряджених електронів, які обертаються навколо нього по різних орбітах. Ядро атома має складну структуру, воно складається з позитивно заряджених частинок — протонів, які мають однакову масу, і електрично нейтральних нейтронів. Різновиди одного елемента, що мають різну атомну масу (через різну кількість нейтронів), але однаковий заряд атомних ядер і ідентичні хімічні властивості, дістали назву ізоотопів, або нуклідів[34,42,43].

Фізичні властивості іонізуючих випромінювань наведено в таблиці 5.3[34,42,43].

Таблиця 5.3 Фізичні властивості іонізуючих випромінювань

Фізичні властивості	Вид випромінювання			
	Альфа	Бета	Гамма	Нейтрони
Енергія випромінювання, МеВ	1-10	0.1-2.0	0.1-20	0.05-10
Швидкість поширення у вакуумі, км/с	20000	$280 \cdot 10^3$	300000	$1 \cdot 10^3 - 1 \cdot 10^6$
Довжина пробігу в повітрі	До 20 см	До 15 см	Сотні метрів	Сотні метрів
Довжина пробігу в тканинах	До 50 мкм	До 1 см	Десятки сантиметрів	Сантиметри - метри
Іонізуюча здатність	$(10-20) \cdot 10^3$ пар/мм	5-10 пар/мм	1 пар/см	Сотні-десятки тисяч пар/мм

Іонізуюче випромінювання, проходячи крізь речовину, витрачає свою енергію на іонізацію та збудження зустрічних атомів і поглинається цією речовиною. Енергію, витрачену зарядженою частинкою або фотоном електромагнітного випромінювання на одиницю довжини їх пробігу в речовині, називають лінійною передачею енергії (ЛПЕ). В системі СІ її виражають в джоулях на метр. В радіобіології частіше використовують спеціальні одиниці, що використовуються для вимірювання енергії іонізуючих випромінювань – електрон-вольти (еВ). Один електрон-вольт (1 еВ) відповідає енергії, яку отримує електрон в полі напруженістю 1 вольт. $1 \text{ еВ} = 1,60 \cdot 10^{-19}$ Дж. Тому ЛПЕ виражають в кілоелектронвольтах

(кеВ, 10^3 еВ) на мікромметр шляху у воді (1 кеВ/мкм дорівнює 0,16 нДж/м) [16-18].

Довжина пробігу залежить від енергії фотонного випромінювання, заряду, маси і швидкості частинок; ця залежність різко збільшується із зниженням швидкості і збільшенням маси частинки[34].

Гамма - (γ -) випромінювання – це потік фотонів (квантів) електромагнітного випромінювання з енергією вище 100 кеВ[34].

Енергія γ -квантів, що випускаються ядрами після α -розпаду, звичайно не перевищує 5 МеВ, після електронного розпаду – 2,0-2,5 МеВ. При анігіляції античастинок вона складає 0,511 МеВ. В середньому енергія γ -випромінювання різних радіоактивних елементів коливається в діапазоні 0,1-3 МеВ і рідко досягає 10 МеВ[34].

γ -кванти з енергією до 1 МеВ утворюють випромінювання, яке назвали[34] м'яким, а з енергією більше 1 МеВ – жорстким випромінюванням. γ -кванти, за рідким винятком, утворюють лінійчатий спектр випромінювання, постійний для кожного елемента. Моноенергетичний спектр випромінювання мають тільки деякі γ -випромінюючі ізотопи тому звичайно вказують їх середню енергію ($\bar{E}$).

У зв'язку з тим, що ймовірність зустрічі γ -квантів з електронами атома мала, вони мають велику проникну здатність. В повітрі γ -кванти проходять шлях у декілька сотень метрів, в деревині – до 25 см, у свинці – до 5 см, в бетоні – до 10 см, у воді - десятки метрів, а живі організми вони пронизують наскрізь, являючи для них значну загрозу як джерело зовнішнього опромінення. ЛПЕ у воді γ -квантів з енергією 1,3 МеВ дорівнює 0,3 кеВ/мкм, а при енергії 0,25 МеВ вона становить 2 кеВ/мкм[16,34].

Рентгенівське випромінювання – це електромагнітне випромінювання, що складається з гальмівного та характеристичного випромінень, діапазон енергій яких коливається в межах 0,12-200,0 кеВ, що відповідає довжинам хвиль 50-0,01 нм. У спектрі електромагнітних хвиль вони межують з ультрафіолетовими променями, довжина яких складає 50-2000 нм[34].

Гальмівне випромінювання – це фотонне випромінювання з безперервним спектром, що виникає при зменшенні кінетичної енергії заряджених частинок (електрони з енергією більше 15 кеВ) внаслідок їх гальмування в полі ядра атома важких елементів. Основними джерелами рентгенівського випромінювання є рентгенівські апарати, що широко використовуються для проведення експериментів з рослинами та тваринами, а також у рентгенодіагностиці та радіаційній терапії. В рентгенівських апаратах є можливість регулювати енергію гальмівного випромінювання, яка залежить від напруги на аноді рентгенівської трубки, та інтенсивність випромінювання, що залежить від сили струму на катоді[34].

Джерелами гальмівного випромінювання можуть бути деякі радіоактивні ізотопи, β -частинки яких при гальмуванні їх в полі ядер атомів важких елементів перетворюються в імпульси гальмівного випромінювання, енергія яких дорівнює енергії β -частинок. Інтенсивність такого випромінювання значно нижча, ніж в рентгенівських апаратах[34].

Характеристичне випромінювання – це фотонне випромінювання з дискретним спектром, яке виникає при зміні енергетичного стану електронів атомів під впливом швидких електронів та β -частинок[34].

Поглинання енергії швидкого електрона електронними оболонками, наприклад атома вольфраму чи молібдену, з яких виготовлений анод рентгенівської трубки, призводить до вибивання одного з електронів його внутрішніх шарів за межі атома. При цьому відбувається іонізація атома. На місце електрона, вибитого з внутрішнього шару, негайно переходить електрон з більш віддалених від ядра шарів. Цей перехід супроводжується випромінюванням цілого ряду фотонів з різними значеннями енергії, характерними для кожного конкретного атома. Енергія цих фотонів може знаходитись у видимому спектрі, ультрафіолетовому та інфрачервоному спектрах в залежності від енергії частинок та порядкового номера елемента. Тому даний вид випромінювання називається характеристичним[34].

γ -кванти при проходженні через речовину втрачають енергію за рахунок трьох ефектів: фотоелектричного поглинання (фотоефект), комптонівського розсіювання (комптон-ефект) і утворення електрон-позитронних пар. Відносна величина кожного з цих ефектів залежить від атомного номера поглинаючого матеріалу та енергії фотона[34].

Ефект фотоелектричного поглинання відбувається при низьких енергіях γ -квантів, як правило до 10000 eV[34].

При фотоефекті γ -квант, вибиваючи електрон (частіше з К-шару), передає йому всю свою енергію і зникає, а електрон отримує енергію його енергію за мінусом енергії зв'язку електрона у атомі[34].

При більш високих енергіях γ -квантів (100-200 keV) спостерігається комптон-ефект, який ще має назву "комптонівське розсіювання". При цьому γ -кванти, вибиваючи електрони, передають їм лише якусь частину своєї енергії, після чого міняють напрямок руху, тобто розсіюються. Цей процес триває до того часу, доки γ -квант повністю не передасть свою енергію вибитому електрону і закінчується фотоефектом[34].

γ -кванти з енергією від 1,022 MeV до 20 MeV в речовині під дією сильного електричного поля біля ядра перетворюються на пару "електрон-позитрон". В даному випадку електромагнітне випромінювання перетворюється в корпускулярні частинки. Після чого пара "електрон-позитрон" зникає (анігілює), перетворюючись на два вторинних γ -кванти з енергією, рівною енергетичному еквіваленту маси спокою часток 0,511 MeV[34].

γ -випромінювання з енергією більше 20 MeV можуть взаємодіяти з ядрами атомів (ядерний ефект), але вірогідність цього дуже мала[34].

Взаємодія корпускулярних частинок з речовиною. Заряджені частинки, проходячи через речовину, поступово витрачають свою енергію на іонізацію, тобто відрив електрона від атома (іонізаційні витрати) та на збудження атомів і молекул (радіаційні втрати), які потім проявляються у вигляді гальмівного випромінювання[34].

Заряджені частинки різних видів але з однаковою енергією утворюють практично однакову кількість пар іонів (однакова повна іонізація).

Альфа $-(\alpha)$ - випромінювання – це потік позитивно заряджених α -частинок або ядер атомів гелію. α -частинки складаються з двох протонів і двох нейтронів, мають подвійний позитивний заряд, атомну масу 4,003 а.о.м. ($6,664 \cdot 10^{-27}$ г), швидкість їх руху у вакуумі становить $9-25 \cdot 10^3$ км/с. Їх енергія коливається в діапазоні від 2 до 11 MeV. Енергетичний спектр α -частинок монохроматичний або близький до нього і є характерним для кожного α -випромінюючого елемента[34].

α -частинки випускають нестійкі ядра важких трансуранових елементів, які мають в періодичній системі Д.І. Менделєєва порядкові номери вище 82. Ядро при цьому втрачає два протони та два нейтрони і перетворюється на ядро іншого елемента, розміщеного на дві клітини ліворуч від материнського (α -розпад). Надлишкова енергія дочірнього ядра виділяється з γ -випромінюванням[34].

Пробіг α -частинки в речовині прямо пропорційний її енергії та обернено пропорційний густині речовини. Свою енергію α -частинки витрачають на іонізацію та збудження атомів середовища, утворюючи на 1 см шляху пробігу у повітрі 116000-254000 пар іонів. Щільність іонізації середовища різко збільшується наприкінці пробігу – виникає так званий пік Брегга. ЛПЕ α -частинок у воді складає до 260 кеВ/мкм. Довжина пробігу, який здійснюється α -частинкою до повної втрати енергії, досягає в повітрі 10 см, у воді та м'якій біологічній тканині – 0,10-0,15 мм. Втративши енергію α -частинка приєднує два електрони і перетворюється на атом гелію[34].

Бета $-(\beta)$ - випромінювання – це потік негативно заряджених електронів ядерного походження, які отримали назву β -частинки. β -частинки випускаються ядрами радіоактивних елементів при надлишку у їх ядрах нейтронів (електронний розпад). При цьому нейтрон перетворюється на протон з виділенням β -частинки і антинейтрино. При електронному розпаді утворюються дочірні продукти, що знаходяться в метастабільному стані і мають надлишок енергії, яка виділяється у вигляді γ -квантів. Розрізняють чисті β -випромінюючі радіоактивні елементи та змішані, при розпаді яких виділяються β -частинки та в 20-80% γ -кванти[34].

Маса β -частинки дорівнює масі електрона ($0,00548$ а.о.м. або $9,11 \cdot 10^{-28}$ г). Енергія β -частинок різних природних та штучних радіоактивних ізотопів має величезний діапазон: від $0,0015$ - $0,05$ MeV (м'яке β -випромінювання) до 3 , рідше 12 MeV (жорстке β -випромінювання). При електронному розпаді з ядра разом з β -частинкою виділяється антинейтрино і енергія зв'язку ядра розподіляється між ними довільно. Тому величина енергії β -частинок одного й того ж елемента неоднакова, їх енергетичний спектр суцільний, або безперервний. Середня енергія β -частинок в спектрі дорівнює приблизно $1/3$ їх максимальної енергії і позначається ($\bar{E}_\beta$)[34].

При взаємодії з середовищем β -частинка витрачає свою енергію на іонізацію та збудження зустрічних атомів (іонізаційні витрати енергії) та утворення гальмівного випромінювання (радіаційні витрати енергії), котрі збільшуються із збільшенням атомної маси опромінюваної речовини. Їх шлях в речовині звивистий, так як вони легко змінюють напрямок руху під впливом електричних полів зустрічних атомів[34].

Пробіг β -частинок досягає в повітрі 25 м, в біологічній тканині – $0,85$ см. Вони утворюють 50 - 100 пар іонів на 1 см шляху в повітрі. ЛПЕ β -частинок у воді з середньою енергією $0,4$ MeV дорівнює $0,25$ кеВ/мкм, наприкінці пробігу вона збільшується до $0,70$ кеВ/мкм[34].

Довжина пробігу β -частинок (R_β) збільшується із збільшенням енергії.

β -частинки середніх енергій майже повністю поглинаються шаром алюмінію та оргсклом товщиною 5 мм. В зв'язку з розсіяним типом іонізації повного захисту при роботі з джерелами β -випромінювання не існує. При зовнішньому впливі великої кількості β -частинок можуть виникати β -опіки шкіри та листя рослин, пошкодження кришталіка ока. Особливо небезпечними стають вони при надходженні всередину організму[34].

5.9.1. Радіаційне забруднення, його джерела й об'єкти, заходи захисту.

В результаті діяльності людини в зовнішньому середовищі з'явилися штучні радіонукліди та джерела випромінювання. У природне середовище стали надходити у великих кількостях природні радіонукліди, які добувають із надр Землі разом з вугіллям, газом, нафтою, мінеральними добривами, будівельними матеріалами. Сюди відносяться геотермічні електростанції, що створюють в середньому викид близько 41014 Бк ізотопу ^{222}Rn на 1 ГВт виробленої електроенергії; фосфорні добрива, що містять ^{226}Ra і ^{238}U (до 70 Бк/кг в Кольському апатиті і 400 Бк/кг в фосфору); вугілля, спалюється в житлових будинках і електростанціях,

містить природні радіонукліди ^{40}K , ^{232}U і ^{238}U в рівновазі з їх продуктами розпаду. За останні кілька десятиліть людина створила кілька тисяч радіонуклідів і почав використовувати їх в наукових дослідженнях, в техніці, медичних цілях і ін. Це призводить до збільшення дози опромінення, одержуваної як окремими людьми, так і населенням в цілому[14,16].

В даний час основний внесок в дозу від джерел, створених людиною, вносить також радіоактивне опромінення при діагностиці і лікуванні. У розвинених країнах на кожну тисячу населення припадає від 300 до 900 таких обстежень на рік, не рахуючи масової флюорографії і рентгенологічних обстежень зубів[14].

Для дослідження різних процесів, що протікають в організмі і для діагностики пухлин використовуються також радіоізотопи, що вводяться в організм людини. У промислово розвинених країнах орієнтовно проводиться 10 - 40 обстежень на 1 млн. жителів в рік. Колективні ефективні еквівалентні дози становлять 20 чол-Зв на 1 млн. Жителів в Австралії і 150 чол-Зв в США.

Середня ефективна еквівалентна доза, одержувана від усіх джерел опромінення в медицині, в промислово розвинених країнах становить 1 мЗв на рік на кожного жителя, тобто приблизно половину середньої дози від природних джерел [14].

5.9.2. Ядерний цикл. Ядерний реактор. Безпечність АЕС. Аварія на ЧАЕС.

Радіологічні наслідки випробувань ядерної зброї визначаються кількістю випробувань, сумарними енерговиділенням і активністю осколківподілу, видами вибухів (повітряні, наземні, підводні, надводні, підземні) і геофізичними чинниками навколишнього середовища в період випробувань (район, метеообстановка, міграція радіонуклідів та ін.). Випробування ядерної зброї, які особливо інтенсивно проводилися в період 1954-1958 та 1961-1962 рр. стали однією з основних причин підвищення радіаційного фону Землі і, як наслідок цього, глобального підвищення доз зовнішнього внутрішнього опромінення населення[41].

У США, СРСР, Франції, Великобританії та Китаї в цілому проведено не менше 2060 випробувань атомних і термоядерних зарядів в атмосфері, під водою і в надрах Землі, з них безпосередньо в атмосфері 501 випробування. Випробування в атмосфері в СРСР були завершені в 1962 році, підземні вибухи на Семіпалатинському полігоні - в 1989 р, на Північному полігоні - в 1990 р Франція і Китай до останнього часу продовжували випробовувати ядерну зброю. За оцінками в другій половині 20-го століття за рахунок ядерних випробувань в зовнішнє середовище надійшло 1.811021 Бк продуктів ядерного ділення (ПЯД), з них на частку

атмосферних випробувань доводиться 99.84%. Поширення радіонуклідів набуло планетарних масштабів\

Продукти ядерного ділення (ПЯД) представляють собою складну суміш більш ніж 200 радіоактивних ізотопів 36 елементів (від цинку до гадолінію). Більшу частину активності складають короткоіснуючі радіонукліди. Так, через 7, через 49 і через 343 діб після вибуху активність ПЯД знижується відповідно в 10, 100 і 1000 разів у порівнянні з активністю через годину після вибуху. Крім ПЯД радіоактивне забруднення обумовлено радіонуклідами наведеної активності (3H, 14C, 28Al, 24Na, 56Mn, 59Fe, 60Co і ін.) І нероздільний частиною урану і плутонію. Особливо велика роль наведеної активності при термоядерних вибухах [41].

При ядерних вибухах в атмосфері значна частина опадів (при наземних вибухах до 50%) випадає поблизу району випробувань. Частина радіоактивних речовин затримується в нижній частині атмосфери і під дією вітру переміщається на великі відстані, залишаючись приблизно на одній і тій же широті. Перебуваючи в повітрі приблизно місяць, радіоактивні речовини під час цього переміщення поступово випадають на Землю. Велика частина радіонуклідів викидається в стратосферу (на висоту 10-15 км), де відбувається їх глобальне розсіювання і в значній мірі розпад. Нераспавшогося радіонукліди випадають по всій поверхні Землі[41].

Джерелом опромінення, навколо якого ведуться найбільш інтенсивні суперечки, є атомні електростанції. Перевага атомної енергетики полягає в тому, що вона вимагає значно менших кількостей вихідної сировини і земельних площ, ніж теплові станції, не забруднює атмосферу димом і сажею. Небезпека полягає в можливості виникнення катастрофічних аварій реактора, а також в реально не вирішеній проблемі утилізації радіоактивних відходів і витоку в навколишнє середовище невеликої кількості радіоактивності[41].

До кінця 1984 р в 26 країнах працювало 345 ядерних реакторів, що виробляють електроенергію. Їх потужність становила 220 ГВт або 13% сумарної потужності всіх джерел електроенергії. До 1994 року в світі працювало 432 атомних реактора, їх сумарна потужність склала 340 ГВт. В процесі роботи ядерних реакторів в них накопичується величезна кількість продуктів ядерного ділення і трансуранових елементів[41].

В умовах нормальної експлуатації АЕС викиди радіонуклідів у зовнішнє середовище незначні і полягають в основному з радіонуклідів йоду і інертних радіоактивних газів (Xe, Cg), періоди напіврозпаду яких (за винятком ізотопу 85kg) в основному не перевищують декількох діб. Ці нукліди утворюються в процесі розподілу урану і можуть проникати через мікротріщини в оболонках твелів (тепловиділяючі елементи, що містять в собі уран). Всієї дози опромінення, можливої в результаті викиду на

атомній станції і обумовленої короткоживущими ізотопами (йод, ІРГ), населення отримує протягом року після викиду, 98% - протягом 5 років. Майже вся доза припадає на людей, що живуть поблизу АЕС[41].

Найперша велика аварія на атомній електростанції сталася в штаті Онтаріо, Канада 12 грудня в 1952 році. В результаті перегріву і часткового розплавлення активної зони величезна кількість продуктів ділення потрапила в навколишнє середовище, а радіоактивно забруднена вода була скинута прямо на землю біля річки Оттава. В результаті витоку радіоактивних матеріалів з лабораторії з виробництва плутонію (Ліверпуль, Великобританія), захворіли на рак і загинули 39 осіб[41].

У 1969 році в Швейцарії на підземному ядерному реакторі стався значний витік радіації. У цьому ж році у Франції при перевантаженні палива на працюючому реакторі АЕС «Сант-Лаурен» помилково оператором в паливний канал була завантажена НЕ тепловиділяюча речовина. З цієї причини близько 50 кілограмів розплавленого палива потрапило всередину корпусу реактора і стався викид радіації в навколишнє середовище. Реактор зупинили на один рік[41].

На чехословацькій атомній електростанції в м. Ясловске-Богуніце відбулися відразу дві аварії в 1976 і 1977 роках. Перша аварія сталася через перевантаження палива, друга - при завантаженні ядерного палива на першому енергоблоці. Після цих аварій електростанція була закрита. В результаті збоїв в роботі обладнання і помилок операторів на другому енергоблоці атомної електростанції Three Vile Island в г.Харрісбург в США сталася найбільша аварія. Сталось розплавлення 53 відсотків активної зони реактора і в атмосферу потрапили радіоактивні гази - ксенон і йод. В сусідню річку було скинуто 185 кубометрів слаборадіоактивних вод, були евакуйовані 200 тисяч осіб з довколишніх районів. На атомній електростанції TVA Sequoyah стався витік 40 тис. літрів радіоактивних матеріалів[41].

У 1981 року за аварії на електростанції Tsugura в Японії різні дози радіації отримали 56 робочих, ще 278 працівників атомної електростанції отримали підвищену дозу радіоактивного опромінення при аварійно-відновлювальних роботах. Постраждали люди при пошкодженні контейнера з радіоактивними речовинами на електростанції Kerr - McGee в США. Але, напевно, найстрашніша аварія сталася на атомній електростанції в Чорнобилі. В результаті двох потужних вибухів на четвертому блоці атомної електростанції зруйнувалися частина реакторного блоку і машинного залу.

Трагедія трапилася 26 квітня 1986 року. В навколишнє середовище було викинуто близько 190 тонн радіоактивних речовин. Різні дози радіоактивного зараження отримали десятки тисяч людей, багато з яких згодом стали інвалідами, відразу загинули 28 осіб (пожежні і працівники станції), понад 400 тисяч людей були евакуйовані з зони зараження.

Величезні території (понад 160 тис. Квадратних кілометрів) були піддані сильному радіоактивному зараженню[41].

Вважається, що ця аварія наймасштабніша в історії розвитку ядерної енергетики. Крім загибелі людей і забруднення навколишнього середовища країна втратила найбільшу енергостанцію. На той момент вона дійсно була найбільшою в СРСР. В результаті виникла енергетична криза, яку довгий час не могли вирішити.

Ще дві аварії на Чорнобильській атомній електростанції відбулися в цьому ж році - пожежа на аварійному четвертому блоці і схід з рейок спецвагона з відпрацьованим ядерним паливом.

Аварія на АЕС Фукусіма-1 - велика радіаційна аварія (за заявою японських офіційних осіб - 7-го рівня за шкалою INES), що відбулася 11 березня 2011 року в результаті сильного в історії Японії землетрусу і наступного за ним цунамі. Землетрус і удар цунамі вивели з ладу зовнішні засоби електропостачання та резервні дизельні генератори, що стало причиною непрацездатності всіх систем нормального та аварійного охолодження і призвело до розплавлення активної зони реакторів на енергоблоках 1, 2 і 3 в перші дні розвитку аварії[41].

Ефекти впливу радіації на людину зазвичай поділяють на дві категорії:

Соматичні (тілесні) - виникають в організмі людини, який піддавався опроміненню. Генетичні - пов'язані з пошкодженням генетичного апарату і проявляються в наступному або подальших поколіннях: це діти, онуки та більш віддалені нащадки людини, яка зазнала опромінення[19].

Розрізняють порогові (детерміновані) і стохастичні ефекти. Перші виникають коли число клітин, які загинули в результаті опромінення, які втратили здатність відтворення або нормального функціонування, досягає критичного значення, при якому помітно порушуються функції уражених органів[16-18].

Хронічне опромінення слабше діє на живий організм в порівнянні з одноразовим опроміненням в тій же дозі, що пов'язано з постійно йдуть процесами відновлення радіаційних ушкоджень. Вважається, що приблизно 90% радіаційних ушкоджень відновлюється.

Стохастичні (ймовірні) ефекти, такі як злоякісні новоутворення, генетичні порушення, можуть виникати при будь-яких дозах опромінення. Зі збільшенням дози підвищується не складність цих ефектів, а ймовірність (ризик) їх появи[16-18].

5.9.3. Міграція радіонуклідів у атмосфері.

Радіоактивні речовини мігрують різними шляхами. Це основні фактори, що зумовлюють перерозподіл первинного радіоактивного забруднення територій.

Основними джерелами радіоактивного забруднення навколишнього середовища є[13]:

1. Індукування хімічних елементів космічним випромінюванням;
2. Ядерні вибухи та інші випробування, військова діяльність;
3. Теплові енергетичні станції;
4. Промислові комплекси з повним ядерним паливним циклом, атомна промисловість;
5. Неконтрольоване використання радіонуклідної сировини та матеріалів;
6. Добування радіоактивних руд;
7. Вулканічна діяльність планети;
8. Пожежі лісів, торфовищ тощо.

Звичайно ці джерела нерівномірні за потужністю забруднення, ізотопним і фазовим станом забруднювачів. Наприклад, космічне випромінювання – це іонізуюче випромінювання, що безперервно і вічно надходить на поверхню Землі зі світового простору. У результаті взаємодії первинного космічного випромінювання (нейтронів, фотонів) з ядрами атомів кисню, азоту, аргону атмосфери утворюються космогенні радіонукліди, що потім надходять на земну поверхню з атмосферними опадами. Ця група представлена 20 радіонуклідами з періодами напіврозпаду від 32 хвилин до 7,4-10⁵ років[13].

Особливо велика кількість радіоактивних речовин виносяться в атмосферу при випробуваннях атомної та термоядерної зброї у повітрі. Це перше за значимістю джерело радіаційного забруднення навколишнього середовища. При ядерному зриві у утворюється біля 250 ізотопів 35 елементів як безпосередньо “осколків” поділу ядер важких елементів, так і продуктів їх розпаду з періодами напіврозпаду від кількох секунд до мільйонів років. Більшість цих радіонуклідів здійснюють одночасно бета - і гама - випромінювання, деякі є джерелом бета або гама-випромінювання. При наземних і надземних випробуваннях радіоактивні частинки піднімаються на значну висоту, утворюючи своєрідні течії, що рухаються над Землею зі швидкістю до 200 км/год. Радіоактивна хмара, що утворюється при вибуху ядерної бомби, може за два тижні обійти всю Землю. Небезпека для людей виникає тоді, коли радіоактивні частинки з атмосфери з опадами випадають на землю, а коли, де і в якій кількості вони випадуть після вибуху, точно передбачити неможливо. Частина радіоактивних продуктів випадає недалеко від місця випробування, певна частина їх затримується в тропосфері, підхоплюється вітром і переноситься на величезні відстані. Знаходячись у повітрі біля місяця, радіоактивні речовини під час цих переміщень поступово випадають на землю. Більша частина радіоактивних продуктів викидається в стратосферу на висоту понад 10-50 км. Там вони залишаються протягом багатьох місяців, повільно опускаючись і розсіюючись по всій поверхні

Землі[13].

У сучасних найдосконаліших ядерних пристроях коефіцієнт використання заряду становить близько 20%. Частина елементів заряду (урану, плутонію), які не вступили в реакцію, розпилюються силою вибуху на найдрібніші частинки, що містять атоми з властивостями вихідних радіонуклідів, створюють радіоактивні хмари і розносяться вітром на величезні території. У результаті реакції активації в районі вибуху виникає додаткове джерело радіоактивного забруднення[13].

На сьогодні нема жодного продукту біосфери, де б не були присутні радіонукліди “бомбового” походження. Середня ефективна еквівалентна доза опромінення, зумовлена радіонуклідами ядерних випробувань становить біля 20-25 нкЗв за рік. Значні надходження радіонуклідів до навколишнього середовища становлять від використання кам’яного вугілля на паливо. Річна потреба вугілля у світі становить кілька мільярдів тонн, із яких 70% спалюється на електростанціях, 20% - у коксохімічному виробництві і 10% - використовується для опалення житла[13].

У складі кам’яного вугілля, як і в інших земних породах, містяться природні радіонукліди.

Розміри радіоактивного забруднення атмосфери при спалюванні вугілля залежить від ряду факторів: вмісту радіоактивних ізотопів у використовуваному вугіллі, кількості спалюваного вугілля, технології спалювання, ефективності систем утримування попелу та інших продуктів горіння. Наприклад, за умови існуючих технологій очищення до атмосфери надходить до 10% утвореного леткого попелу[13].

На всіх етапах замкненого ядерного паливного циклу, починаючи з видобутку уранової сировини, її збагачення і закінчуючи переробкою відпрацьованого палива, захоронення високоактивних відходів, відбувається вивільнення штучних радіонуклідів у навколишнє середовище, а також прискорення темпів міграції важких природних радіонуклідів[41].

Нині атомна енергетика розвивається в основному для виробництва електроенергії, частка якої в загальному споживанні енергоресурсів становить близько 20%, а в деяких країнах – до 80%, в Україні – до 40%[41].

Масштаби і інтенсивність міграції радіонуклідів в атмосфері визначаються наступним: ефективною висотою викидів їх в атмосферу, фазовим станом викидів, формою і дисперсністю частинок аерозолі, географічними координатами місця викиду, атмосферними умовами[13].

Залежно від впливу цих факторів виділяють локальні, тропосферні (нижній шар атмосфери висотою до 8-10 км) і стратосферні (шар атмосфери, що лежить над тропосферою від 10 до 80 км) – глобальні випадіння[13].

Локальні випадіння спостерігають у районі до кількох сотень

кілометрів від джерела. Радіоактивні речовини локальних випадань поширюються в нижніх шарах атмосфери. Тривалість випадання залежить від пори року і широти місцевості[13].

Тропосферні випадіння спостерігаються при ядерних вибухах і великих аваріях на АЕС. Вибухи, потужністю в кілька кіловат тротилового еквіваленту, забруднюють в основному тропосферу. Могутні вибухи, мегатонної потужності, забруднюють стратосферу[41].

Умовно забруднення території України, Білорусі і Росії розбивають на чотири “сліди”: західний, північний, південний та північно-східний. Найбільш складний характер радіоактивного забруднення як за інтенсивністю, так і за складом основних нуклідів спостерігається на шляхах західного, північно -східного та південного слідів, що охоплюють практично повністю територію Українського Полісся та значні території на південь від Києва[41].

Отже, шляхи міграції можна поділити на такі[13]:

- ареальне випадання з атмосфери (сухе і вологе);
- водні міграції;
- поверхневими та внутрішньо-ґрунтовими стоками;
- у процесі повторного перерозподілу внаслідок руху повітря;
- антропогенний;
- життєдіяльність різних живих систем.

5.9.4. Міграція радіонуклідів у водоймах.

У воду рік, які беруть початок у горах, радіонукліди можуть потрапляти з гірських порід, що в різних кількостях містять радіоактивні елементи та продукти їх розпаду (уран, торій, калій-40, радон тощо). Радіоактивність поверхневих вод завжди значно нижча, ніж підземних. Найбільше урану, радію, торію міститься в підземних водах уранових покладів. Зі збільшенням глибини підземних водних джерел концентрація радіонуклідів в них підвищується[13].

У воді підземних джерел, що використовується для пиття людиною і тваринами, допускається вміст радіонуклідів тільки природного походження і в кількості, що не перевищує максимально допустимі норми для відкритих водойм[13].

У воду можуть потрапляти радіонукліди штучного походження, що потрапляють з атмосфери, з дощовими і талими водами, з відходами атомних реакторів, з підприємств радіохімічної промисловості і різних інших, що застосовують радіоізотопи.

Гідробіоти (мікро - і макроорганізми) накопичують і депонують в собі радіонукліди. Тому споживання води, що містить значний вміст гідробіонтів та мулу зростає можливість радіаційного ураження тварин і людини, які споживають воду що містить багато мулу і гідробіонтів[13].

Радіоактивні речовини до водойм можуть потрапляти з атмосфери, з ґрунту, через змиви та скиди.

Міграція радіонуклідів у водоймах забезпечується течіями, зоогідробіонтами, які поїдають фітогідробіонтів забруднених радіонуклідами. Певне місце нині має використання забрудненої води для зрошування у сільському господарстві та промисловості. Особливо значна міграція радіонуклідів здійснюється у водоймах текучих. У водоймах можуть зустрічатися тритій, цезій, цирконій, стронцій тощо[13].

Радіонукліди накопичуються у поверхневому шарі води. Так, у водосховищах у поверхневому шарі концентрація радіоіотопів може доходити до 370 мБк/л, а в товщі води – 185 мБк/л. Станом на 1965-1966 роки у водах Тихого океану концентрація стронцію-90 у поверхневому шарі води спостерігалась у 1,5 вищою, ніж на глибині 1000 м[13].

Природним фактором самоочищення водойм є мікроорганізми. Це встановлено в дослідженнях, проведених на Байкалі.

У ґрунті дна водойм концентрація радіонуклідів у десятки разів вища, ніж у воді, внаслідок їх адсорбції на поверхні мінеральних і органічних речовин. Тому гідробіонти, які ведуть бентозний (донний) або прибентозний спосіб життя, уражаються від радіаційного забруднення більшою мірою, ніж пелагічні (ті, які живуть у товщі води). У залежності від інтенсивності опромінення радіація може здійснювати на гідробіонтів стимулюючий, пригнічуючий, ушкоджуючий або летальний вплив[13].

Як правило, з підвищенням рівня організації гідробіонтів, їх радіочутливість зростає. Найбільш стійкі до радіації бактерії. Деякі з них витримують опромінення понад 1 млн Рентген. Водні рослини більш стійкі до опромінення, ніж тварини[13].

Доза радіації, що обумовлює загибель 50% опромінених протягом 30 днів організмів наступна[13]:

- для водних рослин – 0,1...0,5 Гр;
- для безхребетних – 0,01...2 Гр;
- для риб – 5...40 Гр (при високих температурах радіочутливість риб значно зростає);
- для вторинноводних ссавців – 2...5 Гр.

5.9.5. Розподіл радіонуклідів у морській екосистемі.

Роль морів і океанів у підтриманні стабільності всієї біосфери величезна. Для розуміння цієї ролі розглянемо явище транспортування радіонуклідів, трейсерів (міток) чи маркерів, що характеризують екосистеми.

Найбільші надходження радіонуклідів у моря й океани були під час випробувань ядерної зброї в 1950-1960 рр. Додаткове локальне забруднення морських екосистем відбувається від скидань і викидів

ядерних реакторів, заводів із виробництва ядерного палива, від захоронення у морях радіоактивних відходів, аварій та ін. Природні радіонукліди потрапляють у моря внаслідок ерозії гірських порід[13].

Більшість ядерних військових випробувань проводилися на континентальному шельфі й островах Тихого океану в 1946-1962 рр. Так, Велика Британія провела кілька ядерних випробувань на Тихому океані в 1952-1958 рр., Росія проводила ядерні випробування на полігонах у полярних морях біля Кольського півострова і на Новій Землі[13].

Ядерні випробування у Тихому океані призвели до локальних радіонуклідних забруднень. Дослідники вважають, що внаслідок таких випробувань у океані і морях випало більше радіонуклідів, ніж на сушу. Частина радіонуклідів, що випали на сушу, потрапляє в океан через вітровий і поверхневий стоки[13].

Найважливішою складовою поверхневого стоку радіонуклідів у морські екосистеми є стік рік. Так, стік Дніпра є визначальним в оцінці депонування радіонуклідів, зумовлених Чорнобильською аварією, в Чорному морі й Світовому океані. За проведеними оцінками активність стоку радіонуклідів у Чорне море становить $(185-740) \cdot 10^{10}$ Бк (50-200 Кі) на рік[13].

У морській воді містяться також природні радіонукліди. Це насамперед калій-40, уран, торій, радій і рубідій. Штучні радіонукліди представлені продуктами поділу урану і радіонуклідами, що утворилися зі стабільних елементів після активації нейтронами[13].

Інший важливий чинник міграції радіонуклідів у морях і океанах - хімічний склад води. Встановлено, що вміст Н, О, Na, Cl досягає 10-19 г/л, а К і Са - 380-400 мкг (у прісній воді їх вміст становить близько 10-8 г). Унаслідок цього прісноводні організми, у тому числі риби, поглинають значно більше Cs-137 і Sr-90, ніж морські[13].

Інша причина меншого накопичення цих радіонуклідів у морських організмах полягає в тому, що море, на відміну від прісноводних водоймищ, містить величезний об'єм води для розведення радіонуклідів. Радіонукліди Cs-137 і Sr-90 у морській воді містяться в розчинній формі й унаслідок високої концентрації хімічних аналогів (носіїв) у незначній кількості входять до складу морської біоти. У відкритому океані, де мала кількість біоти, радіонукліди перерозподіляються між водою та різними суспензіями. Дослідження розподілу радіонуклідів за глибиною показали, що значна частина радіонуклідів міститься на глибині менш ніж 100 м, а решта - до 1000 м[13].

Біота також впливає на міграцію радіонуклідів. Ступінь біотичного впливу залежить від радіонуклідів та інших чинників середовища. Так, планктон і вищі організми накопичують радіонукліди в значній кількості і захоронюють їх завдяки екскреції. Популяції малих організмів, наприклад фітопланктон, для якого характерні швидкі процеси обміну, переносять

значні кількості радіонуклідів у глибокі шари води й у седименти після відмирання[13].

5.9.6. Міграція радіонуклідів у ґрунті.

Основним приймачем радіоактивних опадів на Землі є ґрунт. Але ґрунт значною мірою вкритий рослинами, сумарна площа листя може в багато разів перевищувати площу ґрунту, на якій вони ростуть.

Якщо радіоактивні речовини вже потрапили в атмосферу, то зменшити у великих масштабах їхнє випадання на ґрунт і рослини неможливо.

Незалежно від типу ґрунту велика кількість нуклідів затримується у верхній частині ґрунтового профілю (0-10 см). Вміст радіонуклідів поступово зменшується з глибиною.

Міграція радіонуклідів у ґрунті залежить від хімічних властивостей радіоактивних елементів, стану та форми їх розміщення: дифузія в ґрунтовому розчині та перенесення з гравітаційною течією води. Під час конвективного перенесення вологи радіонукліди мігрують у ґрунті не лише в розчиненому стані, але й у стані твердої форми[13].

Міграція радіонуклідів у ґрунті може здійснюватися поверхневими та ґрунтовими стоками води, процесами дефляції (перенесення ґрунтових мас водою), вітрової ерозії (перенесення ґрунтових мас вітром), тваринами. Певне місце у цьому має і антропогенний фактор, зокрема, сільськогосподарська, транспортна, будівнича, вугільно - та рудно-добувна діяльність тощо[13].

Рослинний покрив і тварини є важливим регулюючим фактором перерозподілу радіонуклідів у ґрунті. Є повідомлення про те, що, наприклад, рапс підіймає радіонукліди глибини на поверхню ґрунту, здійснюючи якби вертикальну міграцію радіонуклідів у ґрунті.

Певною мірою міграція радіонуклідів залежить і від типу ґрунту, а також ізотопного складу радіоактивних частинок, рельєфу. Так, радіонукліди, як і більшість елементів мінерального живлення рослин, мають підвищену рухливість і здатність надходити в рослини у кислому середовищі. Ґрунти Полісся належать до кислих і слабокислих ($pH = 3,5 - 6$) [13].

За певних умов вітром можуть підійматися радіоактивні частинки з ґрунту у повітря й осідати на ґрунт, рослини, водойми уже в іншому місці. Вони можуть змиватися з поверхні ґрунту дощовим й талими водами з площ водозборів у водойми, забруднюючи їх додатково.

Із рештками рослин, відходами тваринництва радіоактивні речовини знову потрапляють у ґрунт і знову починають свій шлях ланцюгами живлення.

5.9.7. Міграція радіонуклідів в лісі.

Серед природно-кліматичних зон ліс є такою, що найбільшою мірою накопичує радіонукліди, окрім того, ліс найдовше їх утримує. Найінтенсивніше радіонукліди накопичуються в ростучих частинах організму рослин і тварин. Так, у рослин до таких частин відносяться листя, плоди, ягоди, молоді пагони, внутрішня частина кори, колючки, а найменше радіонуклідів у деревині[13].

Рослини є основними переносниками радіоактивних речовин з ґрунту в організм тварин і людини. Хоча на переході ґрунт – рослина можна досить істотно впливати на нагромадження радіоактивних речовин сільськогосподарськими рослинами. Радіонукліди надходять у рослини тоді, коли вони переходять у ґрунтові розчини. Цей процес, як і взагалі рухомість речовин, прискорюється у кислому середовищі[13].

Радіоактивне забруднення продукції рослинництва залежить не тільки від ступеня забруднення ґрунту, але й від його здатності до зв'язування і утримування радіонуклідів. Ця здатність визначається фізико-хімічними та агрохімічними властивостями ґрунтів. Наприклад, на Поліссі вона найслабкіша, значно вища – у сірих лісових, ще вища - у чорноземів Лісостепу[13].

Накопичення радіонуклідів залежить також від фітомаси. Так, завжди радіонуклідів більше в наземній частині рослини, а серед наземної – в ягодах, плодах. Щодо тварин, то їх найбільше в шерсті, шкірі, червоному кістковому мозку, у паренхімі залоз внутрішньої секреції[13].

Накопичення радіонуклідів проходить інтенсивніше в умовах вологого клімату. Кількість опадів, вологість ґрунту впливають на міграцію радіонуклідів.

Міграція радіонуклідів повною мірою відповідає закону В.І. Вернадського про біогенну міграцію атомів, що формулюється так: міграція хімічних елементів на земній поверхні і в біосфері в цілому здійснюється або при безпосередній участі живої речовини (біогенна міграція), або ж протікає у середовищі, геохімічні особливості якого зумовлені живою речовиною, як тією, яка нині населяє біосферу, так і тією, яка діяла на Землі протягом всієї геологічної історії. Цей закон з особливою силою проявляється на такій природній арені, до якої відноситься ліс[13].

Особливе місце в екосистемі лісу займають гриби. Внесок грибів у біологічний кругообіг ^{137}Cs у кілька разів перевищує внесок деревного і трав'янисто-чагарникового ярусу. Гриби є одним із головних факторів, що визначають роль підстилки як біохімічного бар'єру на шляху вертикальної міграції радіонуклідів у лісових екосистемах[13].

Значну небезпеку в перерозподілі радіоактивних частинок становлять лісові пожежі, внаслідок яких різко знижується радіомісткість

лісових екосистем, оскільки радіоактивні частинки у складі аерозолів і газоподібних сполук виносяться в повітря. Згідно із загальноприйнятою класифікацією лісових пожеж (верхові, низові, підземні) найбільше радіонуклідів виносяться за межі лісового біогеоценозу при верховій стійкій пожежі. При підземних пожежах на торфовищах, коли торф вигоряє повністю, всі радіонукліди, що містяться в ньому, можуть перейти в аерозольний стан. При низових пожежах горить сухий ґрунтовий покрив, при цьому вивільнюється 5-20% загального запасу радіонуклідів лісового масиву. Лісові пожежі порушують надійне депонування радіоактивних частинок у лісових екосистемах і призводять до перерозподілу первинного радіозабруднення території[13].

Біоіндикатором забруднення рослин є реакція на них бджіл.

РОЗДІЛ 6. РАДІАЦІЙНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ТА МЕТОДИ КОНТРОЛЮ

6.1. Види харчових забруднюючих речовин

Радіоактивні матеріали увійшли до складу Землі із самого її виникнення. Навіть людина злегка радіоактивна, бо в будь-якій живій тканині присутні сліди радіоактивних речовин. Людина зазнає опромінення двома способами: радіоактивні речовини можуть знаходитись поза організмом і опромінювати його ззовні, у цьому випадку йдеться про зовнішнє опромінення. Або ж радіоактивні речовини можуть перебувати в повітрі, яким дихає людина, в їжі, чи у воді, і потрапити в організм. Перед тим як потрапити в організм людини, радіоактивні речовини проходять складний шлях у навколишньому середовищі. Виникнення у біосфері продуктів ділення та включення їх у харчові ланцюги, зумовило надходження радіонуклідів у живі організми і стало причиною додаткового опромінення рослин, тварин та людини. Можна виділити наступні шляхи потрапляння радіонуклідів в організм людини через продукти харчування: рослина – людина; рослина – тварина – молоко – людина; рослина – тварина – м'ясо – людина; атмосфера – опади – водойми – риба – людина[46].

Розрізняють поверхнєве та структурне забруднення харчових продуктів радіонуклідами. При поверхневому забрудненні радіоактивні речовини, перенесені повітряним середовищем осідають на поверхні продуктів, частково проникаючи всередину рослинної тканини. Більш ефективно радіоактивні речовини утримуються на рослинах з ворсистим покривом, в складках листя суцвіть. При цьому затримуються не тільки розчинні форми радіоактивних з'єднань, а й нерозчинні. Однак поверхнєве забруднення легко видаляється навіть через декілька тижнів. Структурне забруднення обумовлене фізико-хімічними властивостями радіоактивних речовин, складом ґрунту, фізіологічними особливостями рослин. При надходженні радіонуклідів з ґрунту через кореневу систему рослин, внаслідок дії сорбційних сил ґрунтового поглинального комплексу, відбувається сепарація радіонуклідів. Одні з них перебувають у ґрунті у порівняно доступному для рослин стані і тому велика їх кількість надходить у наземні частини рослин, а та частина, що міцно фіксується твердою фазою ґрунту, мало доступна для рослин[46].

Одним із шляхів включення радіонуклідів у біологічні і харчові ланцюги може бути поїдання тваринами разом з кормом часток ґрунту, що містять радіонукліди при випасанні. Основними каналами виведення радіонуклідів з організму ссавців є шлунково - кишковий тракт і нирки, а у лактуючих тварин, крім того – молочні залози. Частина продуктів ділення, яка надійшла в організм лактуючих тварин, виводиться разом з молоком. У

дослідах на лактуючих козах і коровах доведено, що концентрація радіонуклідів у молоці завжди у 5 – 10 разів вища, ніж у плазмі крові. Найбільш високі концентрації радіонуклідів у молоці корів спостерігаються у зимові та весняні місяці, що пояснюється зменшенням потреби щитовидної залози в йоді і підвищенням поглинання його молочною залозою[46].

Зменшення кількості потрапляння радіонуклідів в організм з їжею можна досягти шляхом зменшення їх кількості в продуктах харчування за допомогою різних технологічних та кулінарних обробок харчової сировини. За рахунок обробки харчової сировини – ретельного миття, чистки продуктів, відділення малоцінних частин можливо видалити від 20 до 60 % радіонуклідів. Перед миттям деяких овочів необхідно видаляти верхні більш забруднені листя (капусти □ цибулі ріпчастої та інших). Картоплю та коренеплоди обов'язково миють двічі: перед очисткою від шкурки та після[46].

Найбільш ефективним методом кулінарної обробки сировини в умовах підвищеного забруднення радіонуклідними речовинами є варіння, при якому значна частина радіонуклідів переходить у відвар. Використовувати такий відвар в їжу недоцільно. Для отримання відвару необхідно варити продукти у воді 10 хв. Потім воду злити і продовжувати варку у новій порції води[46].

М'ясо перед приготуванням потрібно порізати на шматочки, замочити на дві години в холодній воді, потім воду злити, залити другою водою і варити на вогні 10 хв, потім слід воду злити і варити у новій порції води до готовності. При смаженні м'яса та риби на поверхні з'являється скоринка, котра перешкоджає виведенню радіонуклідів та інших шкідливих речовин. Тому при ймовірності забруднення харчових продуктів потрібно надавати перевагу відварним м'ясним та рибним стравам, а також стравам, приготовлених на пару [46].

Зниження складу радіонуклідів у молочних продуктах можна досягти шляхом отримання із молока жирових та білкових концентратів. При переробці молока у вершки залишається не більше 9 % цезію і 5 % стронцію, в сирі – 21 % цезію та 27 % стронцію, в твердих сирах 10 % цезію і 45 % стронцію. У вершковому маслі близько 2 % цезію від його складу в молоці [46].

Миття і тушкування квасолі (10 хв. при температурі 96°C) сприяє зменшенню кількості стронцію на 56 %. При очищенні помідорів від шкірки після занурення у гарячу воду (90°C на 3 хв.) вміст того ж радіоізоотопу зменшується на 39 %. Стерилізація стручкової квасолі в домашніх умовах зумовлює зниження стронцію на 50 % . Миття зелені і салатів 2 % розчином лимонної кислоти зменшує кількість цезію на 57 % і стронцію на 19 % [46].

Фрукти і овочі, крім кулінарної обробки у домашніх умовах, у великій кількості переробляють у промислових умовах. Особливий інтерес становить вплив технологічного режиму виробництва на плодове і овочеві консерви. При нормальній технологічній переробці основних фруктів і овочів вміст стронцію у готовому продукті зменшується майже у 6 разів порівняно із сировиною. Вміст радіоізоотопу зменшується при консервуванні у такому порядку: молодого гороху – у 3, 5 рази, моркви – у 1,3, помідорів – 1,5 і персиків у 2 рази. При переробці у промислових умовах фруктів і овочів, забруднених радіонуклідами лише ззовні, рекомендується такий режим попередньої обробки [46]:

- промивання протягом 1-2 хв водою з метою усунення основної частини механічно затриманих радіонуклідів;
- обробка протягом 10 хв десорбуючим розчином соляної кислоти (1%);
- повторне миття водою протягом однієї хвилини для усунення решти розчину з поверхні фруктів та овочів.

Отже, щоб запобігти забрудненню продуктів харчування, необхідний їх радіаційний контроль. Це процес досить складний, потребує певного мінімуму параметрів.

6.2. Терміни та визначення. Область застосування

Методи контролю харчових продуктів (МКХП) застосовують для проведення гігієнічного контролю, а також для оцінки радіаційної безпеки харчових продуктів. За допомогою (МКХП) встановлюють вимоги до відбору проб, методом лабораторних досліджень. Призначені для організацій державної санітарно-епідеміологічної служби, які виконують контроль якості харчових продуктів у містах та районах, регіонах та зонах на водному та повітряному транспорті [46].

Харчові продукти – продукти, які використовує людство в їжу у натуральному або переробленому вигляді. Будь-які харчові продукти потрапляють на продаж партіями. Партія – надійно ідентифікована кількість однорідного продовольства або харчового продукту одного найменування, розфасованого в однорідну тару, яка призначена до єдиної здачі, продажу або зберігання в одній ємності. Розрізняють такі види тари[46]:

- транспортна тара – упаковка для розміщення продукції, яка утворює самостійну транспортну одиницю (фляга, ящик, бочка, цистерна та ін.);
- споживча тара – упаковка для розміщення продукції, яка потрапляє до споживача і не являє собою самостійну транспортну одиницю (пляшка, банка, пакет, брикет та ін.).

Одиниця продукції – визначена у встановленому порядку кількість штучної або нештучної продукції (маса продукції у бочці, ящику та ін.).

Не всі харчові продукти, які потрапляють до споживача, проходять контроль якості – це відбувається вибірково. Вибірка – сукупність одиниць продукції, яка відбирається для контролю із партії. Також існує поняття об'єм вибірки – число одиниць транспортної або споживчої тари з продукцією, яка складає вибірку. Розрізняють такі види проб[46]:

- точкова проба – мінімальна кількість продукції, яка відбирається із одного місця за один прийом від продукту данної партії для того, щоб скласти об'єднану пробу;

- об'єднана проба – сукупність точкових проб, які призначені для складання середньої проби;

- середня проба – частина об'єднаної проби, яка призначена для проведення досліджень;

- рахунковий зразок – визначена кількість речовини, яку отримують із точкової або об'єднаної проби відповідно встановленій методиці, та призначена для вимірювання його радіаційних параметрів на радіометричній установці у відповідності з регламентованою методикою проведення досліджень.

Активність радіонукліда – відношення числа самовільних перетворень ядер даного радіонукліда, що відбувається за певний інтервал часу. Питома активність радіонукліду – відношення активності радіонукліду у радіоактивному зразку до маси зразка. Для вимірювання активності використовують радіометричну установку – технічний пристрій, який вимірює активність радіонуклідів у зразку. Мінімальна вимірювальна активність зразка при вимірюванні за одну годину повинна складати 50% ($P = 0,95$) відносної статистичної похибки [46].

Межа річної ефективної дози – величина ефективної дози техногенного опромінення, яка не повинна перевищувати її за рік[46].

Контрольний рівень – числові значення контролюємих величин, які встановлюються уповноваженими органами для радіаційного контролю, закріплення досягнутого рівня радіаційної небезпеки, забезпечення подальшого зниження опромінення персоналу та населення, радіоактивного забруднення навколишнього середовища[46].

Радіаційний контроль – радіаційні вимірювання, які виконуються для визначення степені дотримання принципів радіаційної безпеки та виконання нормативів, включаючи не перевищення встановлених основних дозованих меж та контрольних рівнів[46].

6.3. Вміст радіонуклідів у харчових продуктах

При розробці допустимих рівнів питомої активності радіонуклідів у харчових продуктах опиралися на наступні положення[46]:

1. Річна ефективна доза опромінення у населення від техногенних джерел не повинна перевищувати 1 мЗв/рік;

2. Відповідні межі потрапляння радіонуклідів з їжею складають для стронцію-90 - $3,6 \times 10$ Бк/год і 100 Бк/д; для цезію-137 - $7,7 \times 10$ Бк/год і 210 Бк/д;
3. Структура харчового раціону, вивчена за фактичними матеріалами Держкомстату, відображає харчові звички населення та включає основні харчові компоненти, які є постачальниками радіонуклідів у організм людини. Для розрахунку взято єдиний для всіх адміністративних утворень раціон з масою 1860 г/д та враховані реальні рівні забруднення харчових продуктів стронцієм-90 та цезієм-137 на даний час.
4. Нормативи є обов'язковими для харчових продуктів вітчизняного та імпортного виробництва на підприємствах виробництва, при зберіганні, транспортуванні та реалізації незалежно від форм власності, у тому числі і в регіонах, забруднених у результаті катастрофи на Чорнобильській АЕС та інших промислових аварій.
5. Радіаційний контроль харчових продуктів відбувається у відповідності з вимогами Закону «Про радіаційну безпеку населення» та «Правил проведення сертифікації харчових продуктів та продовольчої сировини. Радіаційний контроль харчових продуктів при експортно-імпортних операціях відбувається за тими ж правилами, що і для вітчизняних продуктів.
6. При проведенні радіаційного контролю харчових продуктів виконуються основні процедури: відбір проб із партії харчових продуктів; приготування рахункових зразків; вимірювання активності стронцію-90 та цезію-137 у рахункових зразках; розрахунок результатів вимірювань та похибки досліджень; гігієнічна оцінка харчових продуктів за критеріями радіаційної безпеки.

Гігієнічна оцінка харчового продукту проводиться за результатами вимірювань з використанням показника відповідності. Персонал, який проводить радіаційний контроль харчових продуктів, повинен пройти відповідне навчання з метою ознайомлення з правовими та нормативними документами по дослідженням харчових продуктів, правилами відбору проб та проведенням вимірювань[46].

Організації, які проводять дослідження харчових продуктів на вміст радіонуклідів, повинні бути акредитовані на технічну компетентність та незалежність у встановленому порядку.

6.4. Порядок відбору проб харчових продуктів

Кількість середніх проб, які відбираються для досліджень, залежить від величини партії того чи іншого об'єкта. Відбір проб виконують у відповідності з установленими нормами. Із точкових проб штучних

продуктів методом квадратів складають об'єднану пробу, об'єм якої повинен бути достатнім для формування середньої проби, але не вище трикратної її кількості[46].

Перед відбором проб молока у цистернах та інших ємностях його ретельно перемішують. Потім із кожної ємності відбирають точкові проби однакової кількості. Об'єм точкових проб повинен складати від 0,1 до 0,5 л. При відборі проб молока, розфасованого у споживчу тару, точковими пробами є дані фасовки. Від молочних продуктів, які розфасовані у пляшки, пачки, пакети, в якості точечної проби відбирають наступну кількість одиниць фасовок[46]:

- від партії до 100 одиниць - 2 фасовки;
- від 101 до 200 одиниць - 3 фасовки;
- від 201 до 500 одиниць - 4 фасовки;
- від 501 до 1000 одиниць - 5 фасовок;
- але не менше 2-х літрів для молока і т.п.

Із точкових проб формують точкову пробу і відбирають середню пробу, яка потрапляє на лабораторні дослідження. Об'єм середньої проби молока повинен складати не менше 2,0 л[46].

Точкові проби вершків, рідких кисломолочних продуктів, морозива та ін. відбирають пробовідбірником або щупом після ретельного перемішування продукту. Формують об'єднану пробу, нагрівають до температури 20°C і відбирають середню пробу. Об'єм середньої проби повинен складати не менше 1,0 л[46].

Від сметани, яка розфасована у крупну тару, у вибірку відбирають та відкривають 10% всієї кількості одиниць упаковок. При наявності менше 10 одиниць упаковок відкривають лише одну. Після відкриття тари сметану перемішують лутовкою. Об'єм точкової проби складає від 0,05 до 0,1 л. Точкові проби об'єднують в одній чистій ємності, формуючи об'єднану пробу. Перед тим як взяти середню пробу, сметану ретельно перемішують, а якщо вона має густу консистенцію, то її попередньо нагрівають на водяній бані до 30-35°C, після чого охолоджують до 20 °C. Об'єм середньої проби не менше 1,0 кг[46].

Від сиру та сирної маси, упакованих у крупну тару, роблять відбір 10% від загальної кількості упаковок. Із кожної відкритої упаковки відбирають три точкові проби: одну із центру, дві інші на відстані 3-5 см від бокової стінки тари. Об'єм точкової проби повинен складати 0,05-1,0 кг. Точкові проби переносять у чисту суху тару, перемішують і із об'єднаної проби відбирають середню пробу. Об'єм середньої проби не менше 1,0 кг[46].

Перед відбором проб сгущені молочні консерви перемішують. Якщо на дві банки із сгущеними молочними консервами з сахаром виявляють осад, то банку нагрівають до температури 28 °C та перемішують до отримання однорідної маси. У якості контрольованих місць відбирають і

відкривають 3% всієї кількості одиниць упаковки, але не менше двох одиниць. Точкові проби відбираються із різних місць. Маса середньої проби не менше 1,0 кг[46].

Для відбору проб масла відбирають і відкривають 3% всієї кількості одиниць упаковок, але не менше двох. Точкові проби відбирають щупом, нагрітим до температури 38°C. Для складання об'єднаної проби від стовпчика масла, взятого щупом із кожної одиниці транспортної тари з продукцією, відбирають ножом точкові проби масла масою кожна приблизно 50 г. Об'єднану пробу масла поміщують у водяну баню з температурою 30°C. При постійному перемішуванні пробу нагрівають до розм'яченої маси та виділяють середню пробу для проведення лабораторного дослідження. Маса середньої проби не менше 0,5 кг[46].

На м'ясокомбінатах і холодильниках від кожної однорідної партії у вибірку включають 10% тваринної великої рогатої худоби, 5% тушок овець та свиней і 2% заморожених або охолоджених блоків м'яса та субпродуктів, але не менше трьох. Точкові зразки відбирають від кожної включеної у вибірку м'ясної туші або її частини цілим куском масою не менше 200 г із таких місць: біля місця зарізу тварини, навпроти 4-5-го шийних хребців, в області лопатки, в області стегна і товстих частин м'язів. Зразки від заморожених і охолоджених блоків м'яса та субпродуктів відбирають також цілими кусками масою не менше 0,2 кг. Із отриманих точкових проб формують об'єднану пробу. Маса об'єднаної проби не менше 2,0 кг. Для утворення середньої проби м'ясо ретельно перемішують, для чого його нарізають дрібними кусочками, або пропускають через м'ясорубку[46].

Тушки птиці відбирають від поставленої на реалізацію партії методом випадкової вибірки. Число проб залежить від кількості одиниць транспортних упаковок в партії. Об'єм вибірки птиці в таблиці 6.1.[46].

Таблиця 6.1.

Кількість одиниць транспортних упаковок в партії	Кількість відібраних транспортних упаковок	Кількість відібраних зразків (півтуші, туші)	Кількість відібраних зразків (четверта частина туші)
до 20	1	2	2
21 - 100	2	4	2
101 - 400	5	10	5
401 - 800	7	14	7
801 - 1500 и более	10	20	10

Для дослідження куринних яєць від партії яєць роблять вибірку упаковочних одиниць у відповідності з таблицею 6.2. [46]

Таблиця 6.2.

Кількість одиниць транспортних упаковок в партії	до 10	11 - 50	51 - 100	101 - 500	501 і більше
Кількість відібраних транспортних упаковок	1	3	5	15	20
Кількість відібраних на дослідження яєць	20	30	50	75	150
Стандартна транспортна упаковка – коробка, яка вміщує 360 штук яєць					

Проби риби відбирають із різних місць партії методом випадкової виборки. У виборку включають 10% упаковок. Із різних місць кожної відкритої упаковки продукту беруть по 3 точкові проби, із яких потім формують об'єднану і середню проби. Дослідженню підлягають всі види риби окремо. Рибу очищують від механічних забруднень та луски, морожену рибу розморожують до температури 1°C[46].

Перед відбором натурального меду від кожної партії складають вбірку упаковочних одиниць, як показано у таблиці 6.3. [46]

Таблиця 6.3.

Кількість упаковочних одиниць в партії	Кількість відібраних упаковочних одиниць	Кількість упаковочних одиниць в партії	Кількість відібраних упаковочних одиниць
до 3	1	41 - 60	6
4 - 20	3	61 - 80	8
21 - 30	4	81 і більше	10%
31 - 40	5		

Зразки рідкого меду беруть трубчатими алюмінієвими пробовідбірниками діаметром 10 – 12 мм, занурюючи їх на всю глибину упаковки, якщо мед густий – щупом для масла із різних шарів. Закристалізований мед відбирають конічним щупом, занурюючи його в мед під кутом. При дослідженні сотового меду із однієї соторамки беруть частину сота площею 25 см². Після видалення воскових кришечок зразки поміщують на сітчастий фільтр, вкладений в стакан, і підігрівають в термостаті при температурі 40-45 °C[46].

6.5. Підготування проб для вимірювання

Першочергова підготовка проб до вимірювання включає звичайну обробку харчових продуктів на першому етапі приготування їжі та подрібнення їх з метою збільшення маси проби, яку можна розмістити у

вимірювальній кюветі. Вибір вимірювальних кювет визначається методикою вимірювання радіонукліда, допустимим рівням активності радіонуклідів у харчових продуктах. Для визначення вимірювального зразку кювету зважують до та після її заповнення[46].

При необхідності збільшення чутливості застосованих при вимірюванні методів досліджень можливе використання затверджених в установленому порядку методів термічного концентрування або часткового, або повного радіохімічного виділення визначеного радіонукліду[46].

Допускається також використання методів концентрування і радіохімічного виділення.

6.6. Вимірювання активності радіонуклідів у харчових продуктах

В якості радіометричних установок при вимірюванні цезію-137 рекомендується використовувати сцинтиляційні та напівпровідникові гама-спектри з блоками детектування у свинцевому захисті[46].

Виходячи із чутливості випускаємих на даний час вітчизняних та імпортованих гама-спектрів (мінімальна вимірювальна активність 3-10 Бк), при вимірюванні цезію-137 у харчових продуктах з метою визначення їх відповідності установленим нормативам доцільно використовувати метод вимірювання нативних проб. В тих випадках, коли чутливості гама-спектрів не вистачає для отримання достовірного результату в нативних пробах, проводять термічне концентрування проб з подальшим вимірюванням отриманого концентрату[46].

Вимірювання активності відбувається у відповідності з інструкцією та методичними вказівками для використання гама-спектрометра. Якщо при гама-спектрометричному вимірюванні крім цезію-137 та калію-40 виявляються інші радіонукліди, то пробу необхідно виміряти повторно за програмою, яка пропонує вимірювання більш широкого радіонуклідного складу[46].

Для вимірювання активності стронцію-90 рекомендується використовувати бета-спектрометри («Прогрес-бета-М», «Гама-плюс» і тому подібне), що характеризується значенням мінімальної вимірювальної активності 0,1-1,0 Бк[46].

Вимірювання стронцію-90 за допомогою бета-спектрометра у режимі нативних проб з використанням програмного забезпечення «Прогрес» відбувається у зразках після визначення в них цезію-137 та калію-40 гама-спектрометричним методом. В тих випадках, коли чутливості бета-спектрометра не вистачає для вимірювання стронцію-90 в нативних пробах, проводять концентрування шляхом термічної обробки або за допомогою спеціальних радіохімічних методик. Визначення вмісту стронція-90 у питній воді, мінеральній воді та інших напоях визначається

за допомогою осаду, який утворюється після випаровування або хімічного концентрування проб[46].

Радіохімічні методики концентрування використовуються також і для продуктів, термічне концентрування яких ускладнене та трудомістке, наприклад молочні продукти, сгущене молоко, жири і т.п. В основу таких методик покладені методи хімічного розкладання (денатурування білка, омилювання жирів та ін.) з наступним соосідаванням стронцію-90 та ітрію-90 з оксалатами кальцію або іншими неізотопними носіями[46].

При відсутності спектрометричних установок при визначенні стронцію-90 і цезію-137 у харчових продуктах необхідно застосовувати радіохімічні методики, використання яких рекомендовано СанПіН 2.3.2.560-96/9, 10, 11/, а також інші методики, які пройшли метрологічну атестацію і затверджені у встановленому порядку. Наступне вимірювання активності виділених препаратів виконується на низько фонових радіометрах типу УМФ-1500, УМФ-2000, РУБ-01П, РКГ-01А та ін[46].

6.7. Визначення відповідності харчових продуктів вимогам радіаційної безпеки

Для визначення відповідності харчових продуктів критеріям радіаційної безпеки використовується показник відповідності В та похибка його визначення ДЕЛЬТА В, значення яких розраховується за результатами вимірювань питомої активності стронцію-90 та цезію-137 у пробі[46].

Харчові продукти можна визнати безумовно відповідними критерію радіаційної безпеки, якщо сума показника відповідності та похибки його визначення менше або дорівнює одиниці. Харчові продукти повинні визнаватися безумовно невідповідними критеріям радіаційної безпеки, якщо різниця показника відповідності та похибки його визначення більше одиниці. Харчові продукти неможна визнавати відповідними критеріям радіаційної безпеки при: сумі показника відповідності та похибки його визначення більше одиниці. Однак при цьому: різниця показника відповідності та похибки його визначення дорівнює або менше одиниці, то слід мати на увазі, що при проведенні більш точних вимірювань існує ймовірність отримати замість одного відношення інше. Тоді може виявитися так, що за результатами більш точних вимірювань дані харчові продукти можуть бути визнані, як відповідні критеріям небезпеки[46].

При бракуванні продукту результати вимірювань питомої активності радіонуклідів у пробі повинні задовольняти умови точності, тобто похибка визначення повинна бути меншою або дорівнювати 0,3[46].

Гігієнічна оцінка харчового продукту проводиться за результатами вимірювань з використанням показника відповідності та оформляється у вигляді гігієнічного заключення[46].

Суперечливі питання, які виникають при оцінюванні придатності харчових продуктів можуть бути вирішені у Департаменті державного санітарно-епідеміологічного надзору Міністерства здравоохорони. Харчові продукти, якість яких не відповідає встановленим нормативам, вилучаються із обороту. Обґрунтування можливих способів використання, утилізації або знищення харчових продуктів, визнаних непридатними для харчових цілей, проводиться їх власником при погодженні з органами держсанепідемслужби України відповідно встановленому порядку[46].

Ввезення в державу, зберігання та реалізація населенню харчових продуктів, які не відповідають встановленим нормативам, забороняється.

6.8. Профілактичні заходи

Розглядаючи заходи профілактики радіоактивного забруднення навколишнього середовища, у тому числі харчових продуктів, необхідно відзначити такі напрямки роботи[46]:

1. Охорона атмосферного шару Землі, як природного екрану, що захищає від згубного космічного впливу радіоактивних частинок;
2. Контроль за вмістом радіоактивних елементів у повітрі, будівельних матеріалах, воді та інших об'єктах навколишнього середовища;
3. Дотримання глобальної техніки безпеки при видобутку, використанні та зберіганні радіоактивних елементів, які застосовуються людиною в процесі його життєдіяльності;
4. Виключення із вживання їжі та води речовини з високим вмістом радіоактивних елементів;
5. Заборона використання будівельних матеріалів, що мають підвищений вміст радіонуклідів, при зведенні житла

Для харчових продуктів і питної води визначаються допустимі рівні вмісту радіонуклідів. У зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС були встановлені Тимчасові допустимі рівні (ВДУ-91) змісту радіонуклідів цезію і стронцію-90 у харчових продуктах та питній воді. Виходячи з реальної радіаційної обстановки та економічних можливостей окремі республіки мають право встановлювати для своїх територій контрольні рівні вмісту радіонуклідів, але не перевищувати чисельних значень ВДУ-91.

Не рекомендується виробництво дитячого харчування з продуктів, одержуваних на забруднених територіях[46].

Важливий фактор запобігання накопиченню радіонуклідів в організмі людини, які працюють або проживають на територіях, забруднених аварійними викидами, - це вживання певних харчових

продуктів і їх окремих компонентів. Особливо це стосується захисту організму від довгоживучих радіонуклідів (наприклад, стронцій-90), які здатні мігрувати по харчових ланцюгах, накопичуватися в органах і тканинах, піддавати хронічного опромінення кістковий мозок і кісткову тканину, підвищуючи ризик розвитку злоякісних новоутворень[46].

Встановлено, що збагачення раціону рибною масою, кальцієм, кістковим борошном, фтором, ламинарией сприяє зменшенню ризику виникнення онкологічних захворювань. Більший інтерес у даному питанні представляють вуглеводи, що не засвоюються, які застосовують для збагачення харчових продуктів лікувально-профілактичного призначення[46].

Важливе значення в профілактиці радіоактивного впливу має бета-каротин і харчові продукти з високим вмістом цього провітаміну. Зниження опромінення населення можна досягти за рахунок цільової оптимізації структури сільськогосподарського виробництва, використовуючи той фактор, що в продуктах тваринництва радіонуклідів міститься на 2-4 порядки менше, ніж у продуктах рослинництва. Основний внесок в сумарне надходження радіонуклідів з раціоном здійснюється за рахунок овочевої продукції (капусти, картоплі) [46].

Згідно з рекомендаціями доктора Гейла "Про заходи безпеки в умовах підвищеної радіації для жителів Білорусі і України"(1989р) Необхідно[46]:

- гарне харчування;
 - щоденне випорожнення кишківника;
 - відвари льону, кропиви, проносних трав;
 - рясне пиття, частіше потіти;
 - вітаміни Р, С, В, сік буряка, моркви, червоне вино (3 ст. ложки щодня);
 - редька терта (вранці натерти - ввечері з'їсти і навпаки)
 - волоські горіхи, 4-5 шт. щодня;
 - хрін, часник;
 - крупа гречана, вівсяна;
 - хлібний квас;
 - аскорбінова кислота з глюкозою (2 рази на день)
 - активоване вугілля (1-2 шт. перед їжею);
 - вітамін А (не більше 2 тижнів)
 - з молочних продуктів краще сир, вершки, сметана, масло;
 - овочі і фрукти очищати до 0,5 см, капусту знімати не менше 3-х листків
 - м'ясо краще їсти свинину і птицю, готувати: 1-й відвар злити, залити водою і варити до готовності (м'ясні бульйони виключити)
- Продукти з антирадіоактивною дією
- морква,
 - рослинна олія,
 - сир,

- таблетки кальцію

Не можна:

- кави,

- холодець, кістки, кістковий жир,

- вишня, абрикоси, слива;

- найбільше заражена яловичина;

- не рекомендується їсти варені яйця, тому що в шкаралупі міститься стронцій, який переходить у білок при варінні.

Незважаючи на те, що вищенаведені рекомендації мають більш загальний характер, вони тим не менше становлять певні засади захисту і саме в цій якості наводяться.

Взагалі під технологіями тут розуміємо саме комплексні міри, які включають і інженерно-фізичні і медико-біологічні заходи убезпечення людини. Безумовно, що і ті і інші носять превентивний характер і вимагають більш наукоємного системного супроводження.

ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЖЧИК

А

аберація хромосом 163
абсолютний метод 151
абсорбат 48
абсорбенти 52
абсорбційне очищення 52
абсорбція 48,49,51,53
агломерація 119
адсорбент 60
адсорбційне очищення 88
адсорбційні явища 61
адсорбція 31,58,59,63
- фізична 58
- хімічна 58
аеробний метод 101, 103
аерозоль 15, 19
- дисперсійні 15
- конденсаційні 15
активний мул 101
активоване вугілля 60
акустична проникність 124
альфа розпад 25
альфа випромінювання 25, 141
алюмогель 60
атмосферна електрика 132

Б

безвідходний техн. процес 21
бета випромінювання 25,141
бета розпад 25
біологічний 162
біохімічна активність 101
біохімічне окислення 102
блискавки 133
брикетування 113

В

вибуховість пилу 19
вилуговування 114
виморожування 105
випарювання 105
випромінювальний перехід 135
високотемпературне очищення 72

витісняюча десорбція 66
вібрації 24,120
віброгашення 121
вібродемпфування 121
віброізоляція 121
відносний метод 151
відстоювання 79
внутрішня конверсія 142
вогнева обробка 71
вогневий метод 106
вода 22,51
- охолоджувальна 22
- технологічна 22
- енергетична 22
- стічна 22
- господарсько-побутова 22
- атмосферна 22
- промислова 23
вологе очищення 37
вуглеводи ароматичного ряду 13
Г
газифікація 119
газові забруднення 21
гальмівне випромінювання 180
гама випромінювання 26,142
гама промені 149
герметизація устаткування 22
гетерогенне ката-не перетворення 70
гетерогенні реакції 35
гігроскопічність пилу 17
гідробіонти 189
гідроциклони 81
глушники шуму 125
горючість пилу 19
гравітаційний метод 115
граничний заряд 46
гранично допустима концентрація 10
- середньодобова 10
- максимально разова 10
гранулювання 113
грохочення 112

Д

дегазація 48,95,96
дезодорування 95
десорбція 48,49,63,95
десорбція зниження тиску 66
дим 15
динамічна активність адсорбенту 62
дисперсні забруднювачі 29,31
дисперсність 16
дифузія 41
діоксид сірки 13
догорання 72
дозиметри 163,164

Е

еквівалентна доза 156,158,159
екологічні наслідки 11
економічні наслідки 11
екранування 129,138
експозиційна доза 151
електричний заряд пилу 18
електричні властивості пилу 18
електричне очищення 44
електричні методи 115
електродіаліз 97
електромагнітне випромінювання 141
електрофлотацію 97
електрохімічні методи 96
емульсія 23
ерліфтні установки 87
естетична шкода 131
ефект Комптона 148
ефект сита 42
ефективна доза 157

З

Забруднюючі речовини 8
- механічні 8
- хімічні 8,131
- фізичні 8,131
- теплові 8
- світлові 8
- шумові 8

- електромагнітні 8
- радіаційні 8
- біологічні 8,131
- біотичні 8
- мікробіологічні 8
закон послаблення 149
захисний пристрій 119
зворотний осмос 92,93
звукоізоляція 122
звукопоглинання 125
злипюваність пилу 17
змочуванність пилу 17

І

ізотерма адсорбції 63
інерція 41
інтенсивність катал-ного перет-
нення 71
інфрачервоні промені 126
іонізаційні втрати 143
іонізація газу 45
іонізуюче випро-ння
25,26,142,150,178
іоніти 61,89,90
- органічні 89
- неорганічні 89
- штучні 90
іонний обмін 90
іонообмінне очищення 89

К

калориметричний 162
канцерогенні речовини 14
касетний метод 153
каталіз 69,99
каталізатори 69
каталітичні методи 68
каталітичні яди 69
катіоніти 90,91
керма 156
коагуляція 19,83
- природна 19
- штучна 19
- теплова 19
- градієнтна 19

- турбулентна 20
- кінематична 20
- електрична 20
- акустична 20
- коагуляція аерозолів 19
- коефіцієнт дифузії 54
- коефіцієнт масовіддачі 55
- коефіцієнти прискорення абсорбції 56
- конвективне сушіння 118
- комбіноване розсіювання 137
- резонансної флюоресценції 137
- реєстрації випромінювання 137
- комптонівське розсіювання 149
- конденсаційна обробка 72
- конденсація 72,73
- контрольний рівень 197
- космічне випромінювання 141
- коронний розряд 46
- кристалізація 105,114
- кристалогідрати 117
- критерії якості довкілля 9
- кюветний метод 153

Л

- лазери 135
- на твердому тілі 135
- газові 136
- рідкі 136
- напівпровідникові 136
- лінійчасті спектри 126
- люмінесцентний метод 161

М

- магнітне збагачення 115
- марганець 14
- матеріальний баланс 64
- механічного розділення 78
- матеріальний баланс абсорбції 53
- метали 13
- метод подрібнення 112
- методи абсорбції 31
- методи захисту від вібрацій 121
- методи знешкодження 29
- сухі 29

- вологі 29,30
- електричні 29
- методи ізоляції 120
- метод оптичної локації 137
- методи прямого згорання 71
- механізм зворотного осмосу 93
- механізми процесів 43
- механічне диспергування 87
- механічне зневоднення опадів 34,107
- міграція радіонуклідів 189
- мікроорганізми 15
- молекулярна дифузія 54

Н

- надшвидкі нейтрони 150
- напірні флотаційні установки 87
- нейтронне випромінювання 25,149
- неорганізовані забруднення 12
- нікель 14
- несамостійна іонізація 45
- несамостійні шуми 123
- імпульсні 123
- преривчасті 123

О

- об'єднана проба 196
- обпалювання окатишів 119
- одиниця продукції 196
- озоноліз 99
- озонування 99
- оксиди азоту 13
- організаційно-технічні методи 27
- організовані забруднення 12
- органічний пил 12
- органічні абсорбенти 51
- осідання 78
- гравітаційне 36,42
- електростатичне 42
- інерційне 37
- відстоюванням 78
- в центробіжному полі 37
- в електричному полі 37
- осмос 92
- опромінення 154

- зовнішнє 151
- внутрішнє 151

П

Пил 12

- природного походження 16
- промислового походження 16
- питома поверхня 17
- питомий електричний опір 18
- піна 23
- піроліз 119
- пневматичне обладнання 87
- поверхнєве харчове забруднення 194
- повільні теплові нейтрони 150
- повільні фільтри 82
- повна ємність 89
- поглинена доза 155,157
- пресування 113
- природа поглинаючої речовини 62
- промислові джерела 73
- організовані 73
- неорганізовані 73
- проміжні нейтрони 150
- прототори 69
- процеси 27
- фізичні 27
- хімічні 27,28,31
- біохімічні 27,29
- механічні 28
- гідромеханічні 28
- масообмінні 28
- фізико-хімічні 28
- теплові 28
- процес мембранного розділення 94

Р

- радіаційний контроль 197
- радіація 140
- радіоактивний розпад 148
- радіоактивні речовини 15
- радіологічні наслідки 183
- реагентна обробка 113

- реверберація 124
 - регенерація екстрагенту 92
 - рекуперація 33
 - рентген 151
 - рентгенівське випромінювання 25,180
 - рівняння кінетики адсорбції 64
 - рідкі аерозолі 29
 - рідкофазне окислення 106, 117
 - розрахунковий метод 151
 - розчинник 48
 - ртуть 14
 - рухома сила абсорбції 55
- ## С
- Санітарно-гігієнічні наслідки 11
 - самостійна іонізація 45
 - свинець 13
 - сепарація 115
 - трибоадгезійна 115
 - середня дов-на вільного про-гу ел-на 147
 - середньо рухома сила масопередачі 56
 - середня проба 196
 - силікагель 60
 - сипучість пилу 17
 - сірководень 13
 - специфічні хар-ки пилегазових забр-нь 20
 - стала шв-ті каталіт-го перетворення 71
 - статична активність адсорбенту 62
 - статична ємність 89
 - структурне харчове забруднення 194
 - сульфовуглі 90
 - суспензія 23
 - сушка 117,118
 - сцинтиляційний метод 161
- ## Т
- термічні методи 31,33,104
 - термічна обробка 31
 - термознешкодження 32

термоокислювання 34,67

термофорез 42,47

теплова обробка 117

торкання 41

технологічний аналіз 43

точечна проба 196

тумани 15

У

Угарний газ 12

ультрафільтрація 92

ультрафіолетове випромінювання
133

утилізація відходів 34,111

Ф

ферменти 102

фільтрування 37

флокуляція 85

флотація 85

- вакуумна 87

фонова концентрація 74

фотографічний метод 161

фотоелементи 134

фотоелектричне поглинання 148

фотоемісійні приймачі 134

Х

характеристичне випромінювання
180

харчові продукти 196

хімічна абсорбція 49

хімічні методи 33,162

холодильні методи 11

хром 147

Ц

цианіди 13

цинк 14

центрифуги 111

центрифугування 108

цеоліти 61

Ч

час захисної дії шару адсорбенту
62

час осідання 47

Ш

швидкі нейтрони 150

шум 25,122,123

- механічні 122

- електромагнітні 122

- аеродинамічні 122

- гідродинамічні 123

- техногенні 122

Щ

щільність 17

- істинна 17

- уявна 17

- насипна 17

ЛІТЕРАТУРА

1. Ветошкин А. Г., Таранцева К. Р. Технология защиты окружающей среды(теоретические основы): учебное пособие / под ред. д.т.н., профессора, академіка МАНЭБ и АТП РФ А. Г. Ветошкина. Изд-во Пенз. технол. ин-та. Пенза, 2004. 246с.
2. Кузьмина Р. И. Техника защиты окружающей среды/ Издательство Саратовского университета. 2010. 105с.
3. Демина Т. А. Экология, природопользование, охрана окружающей среды: 3-е издание. /М.: Изд-во Аспект Пресс. 1996г. 143с.
4. Мудрак О.В. Вступ до фаху. Підручник для студентів напряду підготовки 6.040106 “Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування”. Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2011. 203с.
5. Снакин В.В. Экология и охрана природа: Словарь-справочник. /М. АKADEMIYA, 2000 г. 17с.
6. Білявський Г.О., Падун М.М., Фурдуй Р.С. Основи загальної екології /К. Либідь, 1995. 368с.
7. Кормилицын В.И. Основы экологии /М. ИНТЕРСТИЛЬ, 1997 г.
8. Будыко М.И. Глобальная экология /М. Мысль, 1977. 328с.
9. Величковский Б.Т., Кирпичев В.И., Суравегина И.Т. Здоровье человека и окружающая среда. / М. Новая шк., 1997. 236с.
- 10.Безпека життєдіяльності / За ред. Я. І. Бедрія. Львів, 2000. 217с.
- 11.Гольдштейн Л.Д., Зернов Н.В. Электромагнитные поля и волны. /Изд.2-е, переаб. и доп. М. «Советское радио», 1971.
- 12.Говорков В.А. Электрические и магнитные поля /Изд 3-е, М. 1968.
- 13.О. І. Герасимов. Радіоекологія за галузями.// Одеса., ОДЕКУ, 2016., С. 99
- 14.О.І. Василенко. "Радіаційна екологія" /М . Медицина, 2004.
- 15.В. І. Архангельський Радіаційна гігієна /М., ГЕОТАР-Медіа. 2009.
- 16.Радіація. Дози, ефекти, ризик./ Переклад з англ. Ю. А. Баннікова. /М., 1988
- 17.Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Горбунова Н.В. та ін. Особливості біологічної дії малих доз опромінення. // <http://promo.ntv.ru>.
- 18.В.А.Шевченко «Сучасні проблеми оцінки генетичного ризику опромінення людини» <http://promo.ntv.ru>.
- 19.Життя і радіація./ Національна Рада з радіологічного захисту [Великобританія]; Переклад з англ. Р. В. Архангельської, К. Е. Понкрашевой; Під ред. П. В. Рамзаева. М: Вища Школа, 1993
- 20.Кузин А.М. Природний радіоактивний фон і його значення для біосфери землі /М., 1991.
- 21.Глухов Н.В., Лисочкина Т.В., Некрасова Т.П. «Промышленная экология» / учебное пособие - СПб: Специальная литература, 2009. 182 с.
- 22.Корсак К.В., Плахоттк О.В. Основы екології / 2-ге вид. К. МАУП, 2000.
- 23.Белашов В.Ю. Электромагнитные поля и помехи в ЭЭС промышленных предприятий // Тр. 1.І Межд. симп. по энергетике, окружающей среде и

- экономике РНСЭ-3: Матер, докл. Казань, 2001. С. 128-134.
24. Максимов Б.К., Обух А.А. Статическое электричество в промышленности и защита от него /М. Энергоатомиздат, 2002.
25. Вене Э.Ф. Влияние электромагнитных полей на экранированные кабели / Пер. с англ. М. Радио и связь, 1982.
26. Каден Г. Электромагнитные экраны /М. Энергия, 1957.
27. Михайлов М.И., Разумов Л.Д. Защита кабельных линий связи от влияния внешних электромагнитных полей /М. Связь, 1978.
28. Методические указания по контролю состояния заземляющих устройств электроустановок. РД 153-34.0-20.525-00. М.: ОРГРЭС, 2000.
29. Кузин А.М. Невидимі промені навколо нас /М: Наука. 1980.
30. Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Жижина Г.П. та ін. Нові аспекти закономірностей дії низькоінтенсивного опромінення в малих дозах // Радіоціонні біологія. Радіоекологія. 1999. Т. 39. №1.
31. Гроднев И.И., Сергейчук К.Я. Экранирование аппаратуры и кабелей связи/ М. Связь, 1960.
32. Аррилага Дж., Бредли Д., Боджер П. Гармоники в электрических системах /М. Энергоатомиздат, 1990.
33. Хабигер Э. Электромагнитная совместимость. Основы ее обеспечения в технике: Пер. с нем. / И.П. Кужекин; Под. ред. Б.К. Максимова. М. Энергоатомиздат, 1995. 304с.
34. А. К. Вальтер, И. И. Залюбовский. Ядерная физика. Учеб. для вузов по спец. «Ядерная физика» / 4-е изд., перераб. и доп. Х. Основа, 1991. 480с.
35. Аношин О.А., Арцишевский Я.Л., Максимов Б.К., Жуков А.В. Обеспечение электромагнитной совместимости микропроцессорных систем РЗА. XIV НТК «Релейная защита и автоматика энергосистем 2000»: Тез. докл. М.1. ВВЦ, 2000.
36. Ziemelis Yu., Semenjak Ya. Proc. X Int. Wroclaw Symp. on EMC. Wroclaw, Poland, 1990. P. 1. Pp. 272-277.
37. Колечитский Е.С., Плис А.И. и др. Напряжения и токи, индуцированные в воздушной линии внешним электромагнитным полем // Электричество, 1998. №3. С. 21-26.
38. Белашов В.Ю. Дифракция низкочастотного электромагнитного поля на симметричных проводящих объектах // Изв. вузов. Проблемы энергетики. 2001. № 5-6. С. 173-182.
39. Белашов В.Ю., Денисова А.Р. Воздействие внешнего электромагнитного поля на кабельные линии // Изв. вузов. Проблемы энергетики. 2003. № 11-12. С. 107-117.
40. В. Гуревич. Проблема электромагнитных воздействий на микропроцессорные устройства релейной защиты. Часть 1. // Силовая электроника. Компоненты и технологии №2., 2010г., С. 80 – 84.
41. Крышев И.И., Крышев А.И., Скакунова М.А. оценка воздействия на окружающую среду выбросов и сбросов радионуклидов. Атомная энергия,

т.115, вып. 1, июль 2013.

42. Effects of ionizing radiation on non-human biota. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Fifty-fifth session, Vienna, 21 to 25 May 2007 5. Framework for Assessment of Environmental Impact (FASSET). Deliverable 3: Dosimetric models and data for assessing radiation exposures to biota (G. Pröhl, ed.) (2003).
43. Beresford N.A., Brown J., Copplestone D., Garnier-Laplace J., Howard B., Larsson C.-M., Oughton D., Pröhl G., Zinger I. (Eds.), 2007. D-ERICA: An Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. EC project contract no. FI6R-CT-2004-508847.
44. Жербін Е.А, Комар В.Е, Хаксон К.П. Радіація, молекули і клітини /М. 1 984.
45. Писаревський О.Н, Габрилович І.М, Мережинский В.М. і ін. Введення в радіаційну біофізику /Мінськ. 1 968.
46. Позняковський В. М. Гігієнічні основи харчування, безпеку та експертиза продовольчих товарів/ Новосибірськ: Видавництво Новосибірського університету, 1999.

Навчальне видання

Герасимов Олег Іванович

**ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ТЕХНОЛОГІЙ
ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

Навчальний посібник

Надруковано з готового оригінал-макета

Підп. до друку	Формат 60x84/16	Папір офс.
Умовн. друк. арк.	Тираж	Зам. №

Одеський державний екологічний університет
65016, Одеса, вул.Львівська, 15
